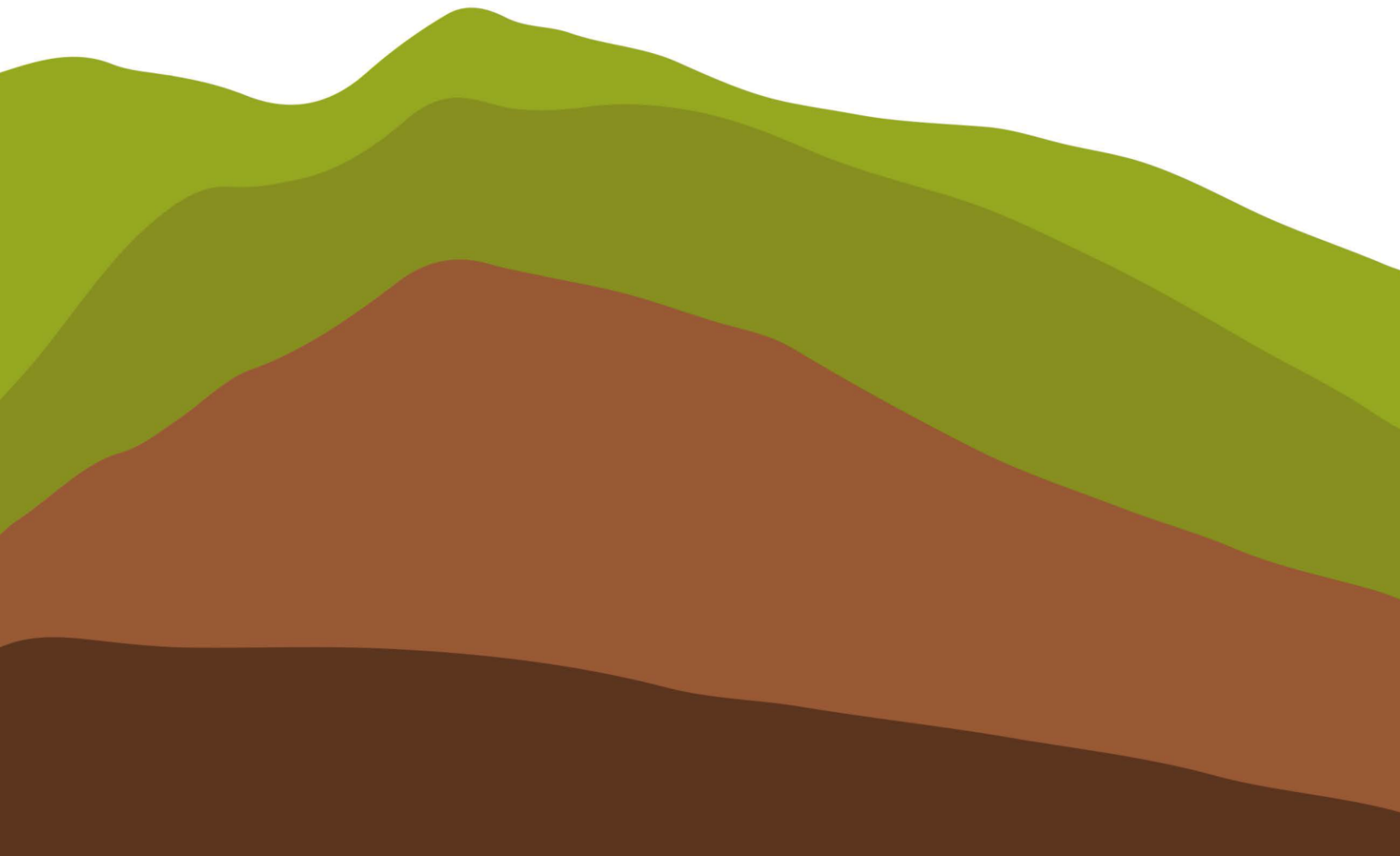


Guía de modelo conceptual en la gestión de áreas contaminadas



Organizadores

Marilda M. G. Ramos Vianna
Lélia C. R. Soares
Reginaldo Antonio Bertolo



Guía de modelo conceptual en la
gestión de
áreas contaminadas



CODEX

EDIÇÕES

Coordinación editorial: Alexandre Masagão Cleaver
Diseño de portada: Luciano Senhorini
Diseño gráfico y diagramación: Luciano Senhorini
Ilustraciones: Bruno Romão
Administración: Luciana Ferreira
Organización y revisión técnica: Marilda M. G. Ramos
Vianna, Lélia C.R. Soares y Reginaldo Antonio Bertolo
Revisión: Eugênia Gabriela Souza e Silva

Datos Internacionales de Catalogación en la Publicación (CIP) según ISBD

G943 Guía de modelo conceptual en la gestión de áreas contaminadas / Adriana Ponce Coelho Cerântola...[et al.] ; organizado por Marilda M. G. Ramos Vianna, Lélia C. R. Soares, Reginaldo Antonio Bertolo. – São Paulo : Codex Editorial, 2024.
144 p. : il. ; 22cm x 30cm.

Incluye bibliografía.
ISBN: 978-65-981314-0-1

1. Geología. 2. Preservación del medio ambiente. 3. Gestión de áreas contaminadas. 4. Contaminación ambiental. I. Cerântola, Adriana Ponce Coelho. II. Barbosa, Alexandre Muselli. III. Gutierrez, Angélica Souza. IV. Kaipper, Beatriz Inês Almeida. V. Forster, Carine Perussi Martins. VI. Malta- Oliveira, Carlos Cesar. VII. Gonçalves, Cláudia Gaudência. VIII. Mendes, Gabriela Paupitz. IX. Henderson, James. X. Vilar, Júlio. XI. Soares, Lélia C. R. XII. Ribeiro, Lucas Andreato F. S. XIII. Athayde, Lucas Jardim. XIV. Paula, Luiz Cesar Merjan de. XV. Braga, Marcelo Luiz Arsillo. XVI. Riyis, Marcos Tanaka. XVII. Vianna, Marilda M. G. Ramos. XVIII. Carvalho, Paloma Correia de. XIX. Lima, Paulo Lojkasek. XX. Bertolo, Reginaldo Antonio. XXI. Lagôa, Renata Ferreira. XXII. Pompeu, Ricardo Antonio da Silva. XXIII. Eskes, Sander Jacobus Titus. XXIV. Hart, Sasha Tom. XXV. Título.

2024-3449

CDD 551.072
CDU 551,1

Elaborado por Odilio Hilario Moreira Junior - CRB-8/9949

Índice para catálogo sistemático:

1. Geología 551.072
2. Geología 551.1

Todos los derechos reservados al Instituto Ekos Brasil
Av. Dr. Chucris Zaidan, 1550 – 10º Andar - Conjuntos 1002/1003
CEP 04711-130 - São Paulo/SP
instituto@ekosbrasil.org

1ª edición
2024

Guía de modelo conceptual en la gestión de áreas contaminadas

Organizadores

Marilda M. G. Ramos Vianna

Lélia C. R. Soares

Reginaldo Antonio Bertolo



NICOLE | **LATIN
AMERICA**

Latin America Network for Soil and Water Management



EKOS BRASIL



En memoria de
Marilda Mendonça Guazzelli Ramos Vianna,
que ha hecho de la ciencia una de sus grandes pasiones.

Nota introductoria

Esta publicación es uno de los frutos del Grupo de Trabajo sobre el Modelo Conceptual de Área de la red NICOLE Latin America. El trabajo es propiedad intelectual de la red y de sus autores y ha sido desarrollado a lo largo de más de cuatro años por un equipo multidisciplinar, como parte de las actividades de la red.

Como es sabido, un Modelo Conceptual de Área (MCA) debe ayudar a los gestores a tomar mejores decisiones durante cualquier etapa de la gestión de áreas contaminadas, ofreciéndoles una mejor representación y visualización del área en su conjunto. Siendo este el objetivo final de un MCA, la presente guía pretende, a su vez, ayudar a quienes se encargan de elaborarlo a hacerlo de la forma más eficaz y completa posible.

Esperamos, por lo tanto, que el documento pueda proporcionar orientación y apoyo a proyectos exitosos relacionados con la gestión de áreas contaminadas y sectores afines, y que sirva de base sólida para futuras publicaciones en este ámbito.

AUTORES



**Adriana Ponce
Coelho Cerântola**

Abogada y licenciada en Turismo. Máster en Tecnología Ambiental por el Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT-SP) y especialista en Bioseguridad por la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC). Es docente en cursos de grado en las Facultades Oswaldo Cruz y profesora invitada en cursos de posgrado en las siguientes instituciones: FIA, SENAC, Facultades Oswaldo Cruz y UFSCAR – Campus Sorocaba. Oradora e instructora en cursos de capacitación sobre temas relacionados con el medio ambiente para organismos públicos y empresas del sector privado. Socia fundadora de Santos & Cerântola Sociedade de Advogados y creadora de la Red Peritos Ambientales. Se dedica a la regularización medioambiental y a la supervisión de peritajes ambientales judiciales y extrajudiciales.



**Alexandre
Muselli Barbosa**

Ingeniero agrónomo y máster por la Universidad Federal Rural de Río de Janeiro (UFRRJ) y doctorando por la Escuela Politécnica de la Universidad de São Paulo (Poli-USP). Investigador del Instituto de Pesquisas Tecnológicas del Estado de São Paulo (IPT-SP), imparte clases en el curso de Especialización en Investigación del Subsuelo: Geotecnia y Medio Ambiente, en esta misma institución, y en el curso de Especialización en Investigación Ambiental de la Universidad Estatal de Campinas (Unicamp). Además, coordina investigaciones relacionadas con el comportamiento de los contaminantes en la subsuperficie, con énfasis en la aplicación de geotecnologías integradas y mínimamente invasivas y en la modelización matemática.



**Angélica Souza
Gutierrez**

Licenciada en Geología por la Universidad de São Paulo (USP), máster por la misma institución y también licenciada en Ingeniería de Salud y Seguridad por el PECE de la Escuela Politécnica (Poli-USP). Cuenta con más de 20 años de experiencia en el área de consultoría ambiental, habiendo desarrollado trabajos relacionados con Auditoría Ambiental, Investigación Ambiental de Áreas Contaminadas, Remediación de Suelos y Aguas Subterráneas y Gestión de Residuos. Ha participado en diversos proyectos relacionados con la evaluación de riesgos para la salud humana combinada con modelización matemática de flujo y transporte. Es socia fundadora de la empresa consultora CGAgeo Geologia e Meio Ambiente.



**Beatriz Inês
Almeida Kaipper**

Licenciada en Química por la Universidad Federal de Viçosa (UFV) y doctora en Química Analítica por la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC). Ha trabajado como investigadora en el área de contaminación subterránea por petróleo en el Centro de Investigaciones de Petrobras (CENPES/PETROBRÁS) y en análisis de riesgos (RBCA) en proyectos con Shell y Vale do Rio Doce. Otros trabajos incluyen la investigación de pasivos, el análisis geofísico de vertederos y la coordinación técnica de estudios de viabilidad técnica, económica y ambiental (ETVA). Es profesora de posgrado en SENAI CIMATEC y en la Universidad de Salvador (UCSal) y consultora en investigación y remediación ambiental.



**Carine P.
Martins Forster**

Licenciada en Gestión Ambiental por la Universidad de São Paulo (USP) y especialista en Gestión de Áreas Contaminadas por el Centro Universitario Senac, de São Paulo. Trabaja en la gestión de áreas contaminadas desde 2012, principalmente en casos de investigación ambiental y auditorías para la evaluación de pasivos ambientales en Brasil y Argentina. Posee experiencia como líder de equipos en trabajos de investigación, monitoreo y remediación ambiental, así como en la elaboración de informes técnicos, con conocimientos de legislación y normas ambientales nacionales e internacionales.



**Carlos Cesar
Malta-Oliveira**

Ingeniero hidráulico titulado por la Universidad Federal de Itajubá (UNIFEI), especialista en gestión de proyectos por la Fundación Getúlio Vargas (FGV) e ingeniero de seguridad en el trabajo por la Pontificia Universidad Católica de Minas Gerais (PUC-MG). Trabaja desde 2003 en proyectos industriales relacionados con la gestión de áreas contaminadas. Es director técnico de la empresa Finkler Ambiental, donde desarrolla enfoques sostenibles y la aplicación de tecnologías ambientales innovadoras en procesos de investigación, remediación ambiental y ESG.



**Cláudia Gaudência
Gonçalves**

Licenciada en Química por la Facultad Oswaldo Cruz, con posgrados en Química Ambiental (Centro de Extensión Universitaria), Peritaje, Auditoría y Gestión Ambiental por la misma institución y MBA en Gestión de la Calidad, Seguridad, Medio Ambiente y Salud en Industria Petrolera por la Universidad Católica de Petrópolis (UCP). Trabaja en la Secretaría de Medio Ambiente y Ecología de la Alcaldía de São Paulo como Analista de Medio Ambiente y forma parte del Grupo Técnico de Áreas Contaminadas (GTAC) desde 2013.



**Gabriela Paupitz
Mendes**

Ingeniera química por la Universidad Federal de Paraíba (UFPB), con un máster por la Universidad Federal de Rio Grande do Norte (UFRN) y una especialización en Gestión de Áreas Contaminadas, Desarrollo Urbano Sostenible y Revitalización de Brownfields por la Escuela Politécnica de la Universidad de São Paulo (Poli-USP). Actualmente es estudiante de doctorado en el departamento de Ingeniería Química de la Poli-USP, donde desarrolla investigaciones relacionadas con contaminación del suelo por metales pesados. Tiene experiencia en procesos oxidativos en suelos y aguas contaminados con contaminantes orgánicos y en el análisis químico de estas matrices, así como en la evaluación del comportamiento de los contaminantes en el subsuelo.



**James
Henderson**

Licenciado en Ciencias Ambientales, con doctorado en la materia y otras titulaciones. A lo largo de su extensa carrera, ha trabajado principalmente en América Latina, colaborando con equipos de varios países de la región y centrándose en la remediación de suelos, sedimentos, aguas superficiales y capas freáticas. Es un ambientalista que trabaja en la implementación de técnicas orientadas a tecnologías naturales y sostenibles. Actualmente, desarrolla proyectos de recuperación de áreas contaminadas en Corteva AgriSciences, la *spin-off* agrícola derivada de DowDuPont.



Júlio Vilar

Trabaja en el mercado de gestión de áreas contaminadas desde 2013. Actualmente, es Coordinador Ambiental en el departamento Site Evaluation and Restoration (SER) de Arcadis y uno de los Líderes de la Comunidad Práctica (CoP) de Smart Characterization. También es uno de los profesores de la asignatura Investigación en el curso de posgrado de Gestión de Áreas Contaminadas del SENAC. Su labor técnica en Arcadis incluye las siguientes actividades: estrategias de investigación centradas en el flujo de masa de contaminantes y orientadas a obtener un retorno de la inversión (ROI); aplicación de herramientas de alta resolución; desarrollo de modelos conceptuales dinámicos e interpretación geológica clásica aplicada a la gestión de áreas contaminadas.



**Lélia C. R.
Soares**

Geóloga, licenciada por el Instituto de Geociencias de la Universidad de São Paulo (IGc-USP), máster en Geociencias y Medio Ambiente por la Universidad Estatal Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp) y doctoranda en la Escuela Politécnica de la Universidad de São Paulo (Poli-USP), en el Departamento de Ingeniería Química. Cuenta con 15 años de experiencia en actividades de supervisión, fiscalización y auditoría en todas las etapas de gestión de áreas contaminadas, en diferentes sectores. Es profesora del curso de posgrado lato sensu de la Escuela Politécnica y secretaria del Grupo de Trabajo del Modelo Conceptual de NICOLE Latin America.



**Lucas Andreato
F. S. Ribeiro**

Geólogo por el Instituto de Geociencias de la Universidad de São Paulo (IGc-USP) y máster en recursos hídricos por la Universidad de Guelph, trabaja en proyectos de investigación y caracterización de áreas contaminadas en América del Sur y del Norte. Desarrolla modelos conceptuales para la remediación de áreas industriales y urbanas impactadas por la actividad minera, con enfoque en acuíferos fracturados y mecanismos de degradación de contaminantes orgánicos e inorgánicos.



**Lucas Jardim
Athayde**

Ingeniero ambiental especializado en gestión de áreas contaminadas por SENAC. Actualmente, ocupa el cargo de Coordinador de Proyectos en el sector de Soluciones Ambientales de Arcadis Brasil, donde desarrolla trabajos de evaluación y restauración de emplazamientos (*Site Evaluation and Restoration, SER*). Trabaja en el sector desde 2011 y cuenta con una amplia experiencia en investigación y remediación de suelos y aguas subterráneas contaminadas, habiendo participado en proyectos en los estados de Maranhão, Pará, Río de Janeiro, Paraná, Santa Catarina, Minas Gerais y São Paulo.



**Luiz Cesar Merjan
de Paula**

Ingeniero Ambiental y de Software. Trabaja en el mercado de gestión y remediación de áreas contaminadas desde 2015. A lo largo de su trayectoria, ha trabajado con ciencia de datos, modelización de bases de datos ambientales y desarrollo de software ambientales, además de elaborar informes técnicos para el sector. Actualmente es director de Raiz Tecnologia Ambiental, empresa brasileña especializada en el desarrollo de soluciones digitales para este mercado.



**Marcelo Luiz
Arsillo Braga**

Geólogo por el Instituto de Geociencias de la Universidad de São Paulo (IGc-USP), con un MBA en Gestión de Proyectos por la Fundación Getúlio Vargas (FGV). Es Gerente Operativo y Comercial de la unidad de negocio de Investigación y Remediación de Áreas Contaminadas de Tetra Tech América do Sul. Ha participado en grandes proyectos ambientales en el estado de São Paulo y en otros estados de la federación, gestionando equipos en la realización de auditorías ambientales, *due diligences*, investigaciones y diagnósticos ambientales, evaluaciones de riesgos, estudios de viabilidad y precificación de pasivos, proyectos de remediación ambiental y operaciones de emergencia para pasivos ambientales.



**Marcos Tanaka
Riyis**

Ingeniero Ambiental graduado por la Universidad Estatal de São Paulo (UNESP), posgraduado en Gestión de Áreas Contaminadas por SENAC y máster y doctor en Ingeniería Civil y Ambiental por la Facultad de Ingeniería de la Universidad Estatal de São Paulo (FEB-UNESP). Profesor de las asignaturas Investigación de Áreas Contaminadas en SENAC y profesor invitado del Programa de Posgrado en Ingeniería Civil y Ambiental de la FEB-UNESP. Miembro de la Coordinación Pedagógica y Docente de los cursos de extensión entre SENAC y la Asociación Brasileña de Empresas de Consultoría e Ingeniería Ambiental (AESAS). Director Técnico de ECD Ambiental desde 2004 y creador y presentador del Podcast Áreas Contaminadas, del canal ECD Training.



**Marilda M. G.
Ramos Vianna**

Ingeniera química con posdoctorado por la Escuela Politécnica de la Universidad de São Paulo (Poli-USP), fue investigadora asociada del Instituto Nacional de Ciencias y Tecnología de Estudios del Medio Ambiente (INCT-EMA) y también impartió clases en el Curso de Extensión MBA en Gestión de Áreas Contaminadas, Desarrollo Urbano Sostenible y Revitalización de *Brownfields*, ambos en la misma institución. Coordinó investigaciones relacionadas con el comportamiento de contaminantes orgánicos en el subsuelo, la investigación y remediación de áreas contaminadas y el desarrollo de nuevos catalizadores para la oxidación y/o reducción química de contaminantes orgánicos en suelos y aguas subterráneas. Fue presidenta del Comité Académico de NICOLE Latin America.



**Paloma Correia
de Carvalho**

Ingeniera química con especialización en Gestión y Tecnologías Ambientales en Proceso Productivo e Ingeniería de Seguridad en el Trabajo por la Escuela Politécnica de la Universidad Federal de Bahía (UFBA). Trabaja en el área ambiental desde el año 2000, en el Polo Industrial de Camaçari. Actualmente, forma parte del Grupo Corporativo de Remediación de Corteva Agriscience y gestiona proyectos de investigación y remediación en toda América Latina.



**Paulo Lojkasek
Lima**

Geólogo formado por el Instituto de Geociencias de la Universidad de São Paulo (IGc-USP), máster en Hidrogeología por la Universidad de Waterloo y doctor por el Centro de Investigaciones en Aguas Subterráneas (CEPAS-USP). Cuenta con más de 20 años de experiencia en investigación y remediación de áreas contaminadas, con enfoque en la elaboración de modelos conceptuales de emplazamientos complejos. Es socio de la empresa Hidrodinâmica Consultoria y profesor del curso de posgrado en Gestión de Áreas Contaminadas y Remediación del SENAC y del curso de Extensión MBA en Gestión de Áreas Contaminadas, Desarrollo Urbano Sostenible y Revitalización de *Brownfields* de la Escuela Politécnica de la Universidad de São Paulo (Poli-USP).



**Reginaldo
Antonio Bertolo**

Geólogo con experiencia profesional en hidrogeología aplicada al medio ambiente. Es profesor titular del Instituto de Geociencias de la Universidad de São Paulo (IGc-USP) e investigador del Centro de Investigaciones de Aguas Subterráneas (CEPAS-USP), con experiencia previa en empresas de consultoría ambiental. Sus áreas de interés incluyen geoquímica de aguas subterráneas, contaminación de los acuíferos y gestión de la calidad de aguas subterráneas y de áreas contaminadas. Coordina proyectos de investigación sobre contaminación de acuíferos fracturados por disolventes clorados y sobre la gestión de áreas contaminadas complejas.



**Renata Ferreira
Lagôa**

Ingeniera química por la Facultad Oswaldo Cruz, es consultora ambiental desde 2006. Trabaja en el área de investigación y remediación ambiental junto con el equipo de remediación de Corteva en América Latina. Participó en diversos proyectos de investigación y remediación ambiental, durante los cuales ayudó a implementar una amplia gama de técnicas innovadoras.



**Ricardo Antonio
da Silva Pompeu**

Licenciado en Ingeniería Química, cuenta con una especialización en Ingeniería Ambiental por la Fundación Armando Alvares Penteado (FAAP) y en Gestión de la Sostenibilidad y Responsabilidad Corporativa por la Universidad Estatal de Campinas (Unicamp), además de cursos de extensión relacionados con el área ambiental y la gestión de áreas contaminadas por las siguientes instituciones: Universidad de California, Waterloo Hydrogeologic Incorporation, Princeton Groundwater, CETESB, Universidad de São Paulo (USP), Unicamp y SENAC. Con 25 años de experiencia, fue pionero en el desarrollo de tecnologías de alta resolución en áreas contaminadas en Brasil. Actualmente es director técnico de la empresa EPGA.



**Sander Jacobus
Titus Eskes**

Es ingeniero agrónomo con un máster en Gestión de Recursos Hídricos por la Universidad de Wageningen y doctor en Ingeniería Ambiental por la Escuela de Ingeniería de São Carlos de la Universidad de São Paulo (EESC-USP). Cuenta con más de 30 años de experiencia profesional en investigación y remediación de áreas contaminadas y es uno de los fundadores de NICOLE Latin America. Ha impartido más de 50 cursos de capacitación, seminarios y conferencias para diversos organismos ambientales, como CETESB, INEA, FEAM, FATIMA y FEPAM. Actualmente, es director técnico de Remediación para América Latina en Advisian/Worley.



Sasha Tom Hart

Geólogo formado por la Universidad de São Paulo (USP), con máster en Tecnología Ambiental y Gestión de Recursos Hídricos por el Imperial College de Londres. Desarrolla investigaciones sobre Modelos Conceptuales de Áreas Complejas (incluyendo medios fracturados, plumas combinadas e isotopía forense) en el programa de doctorado en Hidrogeología de la USP. Ha trabajado con soluciones innovadoras en proyectos de áreas contaminadas en diversos países de Europa y América. Trabajó durante 14 años en dos empresas de consultoría ambiental y, desde 2010, trabaja como asesor técnico-estratégico para varias de ellas. Es socio de la empresa de asesoría y tecnología Acqua Terra.

SUMARIO

NOTA INTRODUCTORIA	5
AUTORES	6
INTRODUCCIÓN	14
CAPÍTULO 1 – QUÉ DEBE CONTENER UN MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA	16
1.1 Fuentes de contaminación y su contexto	18
1.2 Caracterización de sustancias naturales o antropogénicas	21
1.3 Caracterización del medio físico	33
1.4 Articulación del Modelo Conceptual del Área	38
1.5 Definición del receptor y los bienes a proteger	49
Capítulo 2– ¿CÓMO DESARROLLAR Y GESTIONAR EL MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA?	54
2.1 El proceso DQO	59
2.2 Metodología Triad	74
Capítulo 3– HERRAMIENTAS PARA EL DESARROLLO Y LA REPRESENTACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA	76
3.1 Representaciones del MCA	78
CAPÍTULO 4 – TECNOLOGÍAS DE INVESTIGACIÓN EN ALTA RESOLUCIÓN	82
4.1 Caracterización directa de la geología y la hidrogeología en alta resolución	84
4.2 Caracterización directa de contaminantes en alta resolución	89
4.3 Caracterización por medio de muestreadores pasivos	96
4.4 Estudios geoambientales y toma de muestras coloidales y de aguas subterráneas representativas del área	98
CAPÍTULO 5 - LEGISLACIÓN AMBIENTAL EN EL CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS	106
5.1 Legislación ambiental brasileña y la gestión de áreas contaminadas	108
5.2 Iniciativas/acciones ambientales internacionales	122
CAPÍTULO 6 – ESTUDIOS DE CASO	124
6.1 Modelo conceptual temporal de una pluma combinada de disolventes organoclorados en un acuífero de roca fracturada y alterada	125
6.2 Modelo conceptual - emplazamiento en un complejo industrial del Nordeste de Brasil	126
6.3 Modelo conceptual basado en una Investigación Ambiental de Alta Resolución	128
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
NICOLE LATIN AMERICA – QUIÉNES SOMOS	142
INSTITUTO EKOS BRASIL – QUIÉNES SOMOS	143

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Tabla 1.1. Ejemplos de actividades que generan contaminación en suelos y aguas subterráneas	20
Figura 1.1. Análisis de asociación geoquímica en diagramas de dispersión	23
Figura 1.2. Gráfico de probabilidad acumulada del factor de enriquecimiento	23
Figura 1.3. Fuerzas de cohesión dentro del fluido y en su interfaz y formación de un menisco en la interfaz de dos fluidos inmiscibles en contacto con una superficie sólida	27
Figura 1.4. Ángulos de contacto θ : fluidos no humectantes y humectantes	27
Tabla 1.2. Relaciones de humectabilidad entre fluidos y superficies	28
Figura 1.5. Reproducción ilustrada a escala de poros en material arenoso, donde el NAPL comparte el poro con el agua	28
Figura 1.6. Altura máxima de DNAPL libre por encima de diversas barreras capilares	28
Figura 1.7. Modelo conceptual de contaminación en el subsuelo causada por fugas de LNAPL y distribución multifásica en la subsuperficie	30
Figura 1.8. Modelo conceptual de contaminación causada por fugas de DNAPL y distribución multifásica en la subsuperficie	31
Figura 1.9. Potencial distribución de un NAPL de cuatro fases en una zona no saturada	31
Figura 1.10. Potencial distribución potencial de un NAPL en tres fases en una zona saturada	31
Figura 1.11. Modelo incorrecto ("panqueque") comparado con el modelo real de equilibrio vertical.	32
Figura 1.12. Modelo de 14 compartimentos de distribución de fases y transferencia de masa de SQI	33
Figura 1.13. Ejemplo de mapa que muestra la ubicación de perforaciones de reconocimiento para la obtención de muestras de suelo e instalación de pozos de monitoreo	34
Figura 1.14. Sección geológica	35
Figura 1.15. Diferentes tipos de porosidad en los acuíferos	36
Figura 1.16. Cálculo de la velocidad real del agua subterránea entre dos puntos en el área resaltada de un mapa potenciométrico	37
Figura 1.17. Medios afectados por la contaminación	38

Figura 1.18. Importancia de una caracterización adecuada del emplazamiento: el pozo de monitoreo aguas abajo no detecta la contaminación transportada a través de una capa acuífera más profunda	39
Figura 1.19. Diagrama que ilustra los fenómenos físicos, hidrodinámicos y bioquímicos que se producen simultáneamente en el proceso de transporte	40
Figura 1.20. Factores responsables de la dispersión mecánica a escala de poros	41
Figura 1.21. Dispersión mecánica promovida por capas geológicas con diferentes conductividades hidráulicas (escala de pozo)	41
Figura 1.22. Transporte y dispersión unidimensional de un soluto con el tiempo debido a la advección y la dispersión	41
Figura 1.23. Efectos del retardo en plumas de contaminación en fase disuelta de trazadores conservativos (cloruro) y no conservativos (tetracloruro de carbono)	42
Figura 1.24. Potenciales de reducción de varias especies importantes en reacciones de biotransformación	45
Figura 1.25. Zonificación de los procesos de consumo de receptores de electrones en una pluma de contaminación en fase disuelta	45
Figura 1.26. Ejemplos de modelos conceptuales, físicos y matemáticos de acuífero, respectivamente	47
Tabla 1.3. Ventajas e inconvenientes de las soluciones analíticas y los modelos numéricos	49
Figura 1.27. Diagrama de bienes a proteger, según CONAMA (2009)	50
Tabla 1.4. Tipos de receptores comúnmente observados en un área investigada y/o contaminada	50
Figura 1.28. Ejemplo de un Modelo Conceptual de Exposición (MCE), que muestra los posibles riesgos asociados a determinados receptores en función de las diversas vías de exposición que existen en un área contaminada	51
Figura 1.29. Factores a tener en cuenta en la composición de un MCE para cada factor de riesgo asociado	52
Figura 2.1. Etapas del programa normativo y fases del ciclo de vida del MCA.	56
Figura 2.2. Aplicación iterativa del Proceso DQO	57
Tabla 2.1. Principales elementos de la planificación sistemática	58
Figura 2.3. Siete etapas del Proceso DQO	59
Tabla 2.2. Ejemplo de pregunta clave y acciones alternativas en un proceso DQO	61
Tabla 2.3. Ejemplos de parámetros de población y su aplicabilidad a un problema de decisión o estimación	62
Tabla 2.4. Cuatro posibles resultados de una prueba de hipótesis	64
Figura 2.4. Dos ejemplos de Curvas de Desempeño de Decisión	65
Figura 2.5. Diagrama del Objetivo de Desempeño de Decisión	67
Figura 2.6. Componentes del Ciclo de Vida del Proyecto	71
Figura 2.7. Diagrama del Objetivo de Desempeño de Decisión	73
Tabla 2.5. Parámetros utilizados para calcular el número de muestras (n)	74
Tabla 2.6. Visión general de la metodología <i>Triad</i>	75
Tabla 2.7. Resumen de las ventajas y desventajas de la metodología <i>Triad</i>	75
Figura 3.1. Herramientas que pueden utilizarse como parte de un proceso estructurado de toma de decisiones para la remediación de áreas contaminadas	78
Figura 3.2. Ejemplo de un MCA representado por diagrama	79
Figura 3.3. Modelo Conceptual - representación en planta y mapa potenciométrico	80
Figura 3.4. Modelo Conceptual - sección que muestra la fuente, los medios de propagación del contaminante y el receptor	80
Figura 3.5. Modelo tridimensional de la distribución de las concentraciones de benceno	80
Figura 3.6. Ejemplo de dibujo técnico que ilustra el Modelo Conceptual del Área	81
Figura 3.7. Ejemplo de un modelo impreso en 3D	81
Figura 4.1. Gráfico del potencial de valores de conductividad eléctrica versus el tipo de suelo	84
Figura 4.2. Sistema de perforación <i>Direct Push</i> con sensor EC	84
Figura 4.3. Diagrama de composición del sistema HPT	85
Figura 4.4. Registro estándar del perfilado conjunto de EC (1) y HPT (2)	86
Figura 4.5. Resultado típico de una prueba de piezocono y su interpretación	87
Figura 4.6. Representación esquemática de una punta de piezocono	87
Figura 4.7. Esquema de la herramienta DPIL 88	88
Figura 4.8. Perfilado vertical DPIL para diferentes caudales	88
Figura 4.9. Principio de funcionamiento de la sonda MIP	89
Figura 4.10. Composición del sistema MIP	89
Figura 4.11. Prueba de respuesta con determinación del <i>trip time</i> para benceno en el sensor PID	90
Figura 4.12. Perfiles comparativos con los resultados precisos y en tiempo real de los sensores CE y MIP (PID, FID y XSD)	90
Figura 4.13. Proceso conceptual de fluorescencia	91
Figura 4.14. Disposición de las puntas OIP-UV y OIP-G	92
Figura 4.15. Ejemplos de diversas coloraciones de fluorescencia en función de la contaminación detectada por las tecnologías OIP-UV y OIP-G	93
Figura 4.16. Resultados del perfilado con OIP-UV	93
Figura 4.17. Componentes de lectura del sistema LIF	94
Figura 4.18. <i>Wave forms</i> de contaminantes detectados en UVOST	94
Figura 4.19. Perfilado con UVOST	95
Figura 4.20. Ejemplo de instalación del muestreador pasivo	97
Figura 4.21. Mapa de distribución de las concentraciones totales de BTEX	97
Figura 4.22. Diferentes modalidades de los muestreadores <i>Direct Push</i>	100
Figura 4.23. Comparación entre recogidas de suelo tradicionales y WCSS	101
Figura 4.24. Muestreo posterior de suelo con conservación en metanol	101
Figura 4.25. Componentes de la perforación con <i>Hollow Stem Auger</i>	102
Figura 4.26. Sistema de toma de muestras por Screen Point	103
Figura 4.27. Sección CMT con siete compartimientos	104
Figura 4.28. Instalación de un pozo multinivel de CMT, con el uso de prefiltro y bentonita como selladores entre capas	105
Figura 5.1. Cronología de los hitos más importantes en el ámbito ambiental	108
Figura 5.2. Los tres tipos independientes de responsabilidades en el ámbito ambiental	109
Figura 6.1. Modelo conceptual evolutivo de una pluma combinada de disolventes organoclorados	125
Figura 6.2. Integración de datos en un modelo hidrogeológico tridimensional	127
Figura 6.3. Modelo conceptual de exposición	127
Figura 6.4. MCA basado en Investigación Ambiental de Alta Resolución	129



INTRODUCCIÓN

James Henderson
Renata Lagôa

La presente guía tiene por objetivo orientar de manera técnica y directa la elaboración de un Modelo Conceptual de Área (MCA) para la gestión de áreas contaminadas (GAC). Un MCA pretende describir: las principales características de un área determinada, las condiciones de la superficie y la subsuperficie de esa área, la extensión y comprensión de los contaminantes detectados, los posibles receptores y los riesgos asociados a los escenarios considerados.

Cuando se utiliza de forma incorrecta, el MCA es un documento estático que, una vez elaborado, no se actualiza y no sigue el ritmo de los avances y hallazgos del proyecto. Sin embargo, con la difusión de buenas prácticas en la GAC, se utiliza un MCA durante todo el ciclo del proyecto, actualizándose en cada fase de trabajo como matriz de trazabilidad de los requisitos del proyecto.

Debido a esta dinámica de actualización, el MCA debe estar siempre en consonancia con la última información obtenida, ayudando a comprender de forma rápida y sencilla las condiciones ambientales del área.

Público objetivo

Esta guía puede ser utilizada por diversos individuos involucrados en la GAC o personas que forman parte del proceso de identificación, diagnóstico, intervención y reutilización de un área contaminada, por ejemplo: profesionales del área ambiental, consultores ambientales, trabajadores y proveedores de servicios que trabajan en áreas contaminadas, propietarios de áreas contaminadas o con sospecha de estarlo, abogados especializados en medio ambiente, estudiantes de áreas de conocimiento relacionadas con el medio ambiente, entre otras partes interesadas.

Definición

El Modelo Conceptual es un resumen escrito y gráfico (imagen y/o tablas) de lo que se sabe o se hipotetiza sobre la contaminación ambiental de un área en estudio. Normalmente, debe contener los límites del área, un resumen del historial de uso y ocupación del área y sus alrededores, las sustancias químicas de interés potenciales, reales y sus áreas, la caracterización y localización de fuentes de contaminación potenciales, con sospecha y reales, la caracterización del medio

físico, mecanismos de liberación o retención de contaminantes, vías de transporte de los contaminantes (agua, aire, suelo, sedimentos y biota), identificación y caracterización de los receptores y bienes que deben protegerse e indicación del uso previsto del área (ABNT, 2022). Para ser eficaz, debe ser fácil de entender y ayudar a los miembros del equipo de planificación a comunicar y comprender la naturaleza, el alcance, el riesgo y la exposición asociados a la contaminación en cuestión (del suelo, aire, aguas subterráneas, aguas superficiales y sedimentos), identificar las incertidumbres sobre el área evaluada y proponer acciones para obtener la información que falta.

Lo ideal sería que un proyecto ambiental contara con un modelo conceptual que abarcara todo su ciclo de vida, desde la Evaluación Preliminar hasta el Monitoreo y el Cierre del caso, generando así un ciclo de vida del MCA. A medida que se vaya descubriendo más información, el modelo conceptual deberá actualizarse, convirtiéndolo en una poderosa herramienta de gestión y comprensión de la situación del área para todas las partes interesadas.

1.



QUÉ DEBE CONTENER UN MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA

Reginaldo Antonio Bertolo

Marilda M. G. Ramos Vianna

Lucas Andreata Ribeiro

Lélia Cristina da Rocha Soares

Cesar Merjan

Angélica Gutierrez

Sasha Hart

Marcelo Braga

Beatriz Kaipper

El Modelo Conceptual del Área (MCA) es un resumen gráfico y escrito de lo que se sabe o se supone sobre la extensión e intensidad de la presencia de contaminantes en el área analizada (también llamada emplazamiento, site en inglés). Un MCA es eficaz cuando ayuda a los equipos técnicos, las comunidades y las partes interesadas a comunicar y conocer la naturaleza, el alcance, la exposición y los riesgos asociados a la contaminación.

Los MCA suelen presentar datos gráficos y contenidos escritos y cartográficos, y también pueden incluir información sobre el historial de actividades del área, datos geológicos e hidrogeológicos, descripciones de las Sustancias Químicas de Interés (SQI) presentes, dimensiones de las plumas de contaminación, distribución de las SQI en las fases libre, retenida, disuelta y vapor, y detalles sobre las vías de transporte de las SQI, el impacto de la exposición a las mismas y los potenciales receptores.

Por lo tanto, un MCA eficaz ayuda a las partes interesadas a:

- **Comprender mejor las condiciones y los recursos del área;**
- **Sintetizar la información procedente de diversas fuentes;**
- **Identificar qué información sobre el área se desconoce o es incierta;**
- **Definir un plan para recopilar información adicional;**
- **Obtener un acuerdo con otras partes interesadas sobre las condiciones del lugar y los planes de investigación e intervención en el área.**

El MCA se compone de la integración de datos existentes sobre un área determinada con los adquiridos durante las fases de investigación ambiental.

Como tal, la calidad de un MCA depende directamente de la coherencia y la resolución temporal y espacial de los datos utilizados.

Por este motivo, la evolución y el perfeccionamiento del MCA requieren una planificación sistemática a lo largo del proceso iterativo de recopilación de datos, ayudando a identificar las complejidades específicas del área objeto de gestión y guiando la elección e implementación de las técnicas de remediación.

Dado que un MCA debe actualizarse con cada nueva información generada durante las etapas de investigación de un área contaminada, se recomienda seguir las directrices establecidas en las normas técnicas brasileñas vigentes (p. ej. ABNT NBR 15515-2:2011; ABNT NBR 15515-3:2013; ABNT NBR 15515-1:2021; ABNT NBR 16210:2022), así como las directrices de los organismos ambientales de cada estado. También sugerimos consultar documentos internacionales como ASTM E1689 (2020), publicaciones del Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) y las elaboradas por agencias ambientales internacionales (p. ej. USEPA, 1992; LERNER et al., 2003; USARMY, 2012; NJDEP, 2019).

Este capítulo presenta los elementos esenciales que componen un MCA y proporciona argumentos para la adquisición, integración e interpretación de datos teniendo en cuenta las técnicas de investigación, procesamiento y visualización disponibles en la actualidad.

1.1 Fuentes de contaminación y su contexto

Historial del área y sus alrededores

¿Cuál es el objetivo de estudiar el uso y la ocupación actual y anterior del área?

El estudio del historial permite identificar cómo se llevaron a cabo en el área las actividades de gestión, producción, almacenamiento y eliminación de las SQI, así como la evolución del uso y la ocupación del suelo en los alrededores y el posicionamiento de los bienes a proteger.

¿Qué información puede adquirirse para comprender el historial del área y sus alrededores?

Comprender un área debe implicar recuperar información histórica sobre las actividades que tuvieron lugar en ella. Para ello es necesario revisar e integrar los datos obtenidos de diferentes fuentes de información, como entrevistas con trabajadores y residentes locales, evaluar fotos o imágenes aéreas históricas, revisar documentos públicos y privados, entre otros. Las incertidumbres e incoherencias entre las distintas fuentes de información no sólo pueden comprometer las siguientes etapas de la gestión de áreas contaminadas (GAC), sino también poner en peligro a visitantes, trabajadores y/o residentes vecinos si existen vías de exposición que completen el escenario de riesgo. En caso de no existir datos exactos, se pueden utilizar estimaciones o valores máximos y mínimos, que se confirmarán posteriormente a lo largo del trabajo de gestión del área.

Datos que deben recopilarse en esta etapa:

- Los límites del área de interés y de las propiedades circundantes;
- El historial de uso y ocupación del área, manipulación de sustancias y accidentes;
- Fuentes potenciales de contaminación;
- El historial de investigaciones e intervenciones ambientales realizadas en el área;
- Las características del medio físico;
- Las SQI liberadas;
- Cuándo se liberaron las SQI;
- El volumen de SQI liberadas y destinadas;
- Los datos de caracterización del subsuelo;
- Bienes internos y externos que deben protegerse.

¿Cuál debe ser el radio de investigación del entorno del área?

El mapa de uso y ocupación del suelo en el área y sus alrededores debe tener en cuenta inicialmente la distancia limitada por el organismo ambiental local o, en su ausencia, utilizar un radio mínimo de 200 metros desde el límite del área evaluada. Debe indicar las Áreas con Potencial de Contaminación, las Áreas con Sospecha de Contaminación, las Áreas Contaminadas, las Áreas en Proceso de Monitoreo para su Cierre, las Áreas Rehabilitadas, los bienes a proteger y, en particular, la ubicación de los cuerpos de agua (con desglose de su clasificación), así como los pozos de abastecimiento de agua identificados (CETESB, 2017). Tras la evaluación inicial del entorno, el radio de investigación puede ampliarse teniendo en cuenta las condiciones específicas de la contaminación y el medio físico. En particular, la asociación de acuíferos heterogéneos y anisótropos con una elevada transmisividad con contaminantes solubles y una degradación compleja, como los acuíferos fracturados contaminados por disolventes organoclorados, puede dar lugar a plumas de contaminación en fase disuelta que se extienden a lo largo de kilómetros.

¿Qué recursos pueden utilizarse para estudiar el uso y la ocupación anterior del área?

Además de los documentos y registros de las actividades realizadas en el área, es habitual utilizar imágenes aéreas (aerofotogrametría, imágenes por satélite y fotos históricas) para realizar un estudio temporal de los cambios en el uso y la ocupación del suelo en el área y sus alrededores. Comprender los eventos de alteración fisiográfica del medio, como durante las fases de expansión urbana e industrial, es de gran importancia para el desarrollo del MCA.

Identificación de fuentes de contaminación

¿Qué es un área fuente de contaminación?

Una fuente de contaminación es un lugar donde los contaminantes han entrado o pueden entrar en contacto con el medio físico. Por lo general, la mayor parte de la masa de contaminantes en un área contaminada se encuentra en su fuente. Por lo tanto, la caracterización de la fuente es fundamental para definir un MCA. En los casos en que no se identifica ni se comprende la fuente —por ejemplo, debido al acceso limitado al lugar o a la adquisición de datos con una resolución espacial inferior a la exigida por la escala del problema—, la gestión del área puede verse comprometida.

debido a la incertidumbre sobre los lugares prioritarios para la implementación de estrategias de remediación.

¿Cuáles son los tipos de fuentes de contaminación?

Según se define en la tercera edición del Manual de Gestión de Áreas Contaminadas de CETESB (2021), las fuentes de contaminación pueden clasificarse según el tipo, el origen y la forma de entrada de las sustancias en el medio ambiente.

Tipos de fuentes de contaminación

- **Fuente potencial de contaminación:** instalación, equipo o material desde el que las SQI pueden liberarse a uno o más compartimentos del medio físico.

- **Fuente primaria de contaminación:** instalación, equipo o material del que proceden las SQI y que están siendo, o han sido liberadas en uno o más compartimentos del entorno físico. Un ejemplo de fuente primaria de contaminación podría ser un tanque o una tubería con fugas.

- **Fuente secundaria de contaminación:** medio afectado por SQI procedentes de la fuente primaria de contaminación, capaz de almacenar cierta masa de estas sustancias y actuar como fuente de contaminación de otros compartimentos del medio físico. Un ejemplo de fuente secundaria de contaminación podría ser un suelo contaminado con gasolina, que podría ser una fuente de contaminación para las aguas subterráneas y el aire en la zona no saturada. Otros ejemplos son la presencia de una fase retenida de sustancia en la zona no saturada y la presencia de una fase libre de gasolina en la interfaz de la zona no saturada y saturada.

Origen

- **Fuente de contaminación antropogénica:** derivada de actividades humanas, construida artificialmente.

- **Fuente de contaminación natural:** si la presencia de sustancias en el subsuelo en concentraciones anómalas y potencialmente tóxicas sólo se ha generado por procesos naturales, como algunos procesos geológicos de concentración de elementos químicos específicos en minerales.

Las fuentes primarias de contaminación pueden clasificarse según la duración de la liberación de los

contaminantes. La duración de la fuente influye en su geometría y en la capacidad de atenuación del suelo. En este caso, las fuentes pueden ser continuas o discontinuas:

- **Fuentes de contaminación continuas:** las fugas se producen durante largos períodos y las concentraciones de SQI permanecen prácticamente constantes en el tiempo, como un tanque enterrado con sustancias que se filtran continuamente.

- **Fuentes de contaminación discontinuas:** las fugas se producen en uno o más pulsos de contaminación, con variación temporal de las concentraciones de SQI, como cuando se produce un derrame accidental.

Forma de entrada de las sustancias en el compartimento del medio ambiente.

Las fuentes de contaminación también pueden clasificarse en función de cómo entran los contaminantes en el compartimento y se distribuyen en el espacio, por ejemplo:

- **Fuentes puntuales de contaminación:** cuando provocan un impacto localizado, como una zona con residuos enterrados o un tanque enterrado.

- **Fuentes difusas de contaminación:** cuando varias fuentes pequeñas de contaminación se extienden por áreas que pueden alcanzar hasta cientos de kilómetros cuadrados, como las relacionadas con las fugas de un sistema de alcantarillado o la aplicación de pesticidas y fertilizantes en zonas agrícolas.

- **Fuentes de contaminación multipuntuales:** cuando coexisten diversas fuentes puntuales de contaminación en una zona extensa, como un barrio industrial. Se destaca como característica principal la superposición de plumas de contaminación difíciles de individualizar.

La **tabla 1.1** muestra la clasificación de fuentes de contaminación según la forma en que las sustancias entran en el compartimento del medio ambiente y por las características fisicoquímicas del contaminante. Esta información ayuda a comprender los desafíos de gestión del área.

Tabla 1.1. Ejemplos de actividades que generan contaminación en suelo y agua subterránea

Ambiente	Tipo de fuente	Naturaleza de la fuente	Clase de contaminantes comunes
Urbano	Fugas en la red pública de alcantarillado	P, D, MP	Corg, Nt, Ptg
	Saneamiento <i>in situ</i> (fosas)	P, MP	Corg, Nt, Ptg
	Vertederos y basureros de residuos urbanos	P	Corg, Ptg, Inorg, PPM, HC, COS
	Cementerios	P	Corg, Nt, Ptg
	Tanques enterrados en estaciones de servicio	P	HC, PPM
	Actividades comerciales: talleres mecánicos, tintorerías, laboratorios	P	HC, PPM, COS
	Accidentes y derrames en carreteras y ferrovías	P	HC, PPM, COS
Industrial	Fugas en tuberías, tanques y bidones	P, D	HC, PPM, COS
	Derrames accidentales	P, D	HC, PPM, COS
	Lagunas de estabilización	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Eliminación inadecuada de residuos	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Vertederos industriales	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Pozos de inyección	P	HC, PPM, COS
Rural agrícola	Aplicación de agroquímicos en plantaciones	D	COS
	Aplicación de fertilizantes sintéticos	D	Nt
	Aplicación de fertilizantes orgánicos	D	Corg, Nt, Ptg
	Fugas en depósitos de productos químicos	P	HC, COS
	Lagunas de estabilización (agroindustria)	P	HC, PPM, COS, Inorg
Minería	Pilas de material estéril y residuos	P	PPM, Inorg
	Descarga de aguas de drenaje	P	PPM, Inorg
	Lagunas de estabilización	P	PPM, Inorg
	Tanques enterrados de combustibles	P	HC

Fuente: Adaptado de Foster e Hirata (1988, p.19).

P	Puntual
D	Difusa
MP	Multipuntual
Corg	Carga orgánica
Ptg	Microorganismos patógenos
Nt	Nitrógeno
Inorg	Sales inorgánicas
PPM	Metales pesados
HC	Hidrocarburos de petróleo
COS	Compuestos orgánicos sintéticos

1.2 Caracterización de sustancias naturales o antropogénicas

El proceso de identificación de las SQI debe tener en cuenta sus características fisicoquímicas y su relación con las distintas matrices y medios de almacenamiento y transporte, incluidos el suelo, los sedimentos, las aguas superficiales y subterráneas, la biota y la atmósfera (ASTM E1689, 2020).

Tipos de Sustancias Químicas de Interés

Los distintos tipos de SQI se caracterizan principalmente por sus propiedades químicas y secundariamente por sus propiedades físico-químicas y posiblemente biológicas. Entre los tipos de sustancias que suelen encontrarse en las áreas contaminadas se encuentran:

- Las relacionadas con una **carga orgánica** (vertidos de alcantarillados, vertederos, cementerios, etc.) y los compuestos asociados (como la serie del nitrógeno, desde su forma orgánica hasta el nitrato);
- **Microorganismos** patógenos o que generan efectos ecosistémicos adversos;
- **Compuestos inorgánicos**, como metales pesados y otras sales;
- **Hidrocarburos de petróleo**, que incluyen una gran diversidad de compuestos alifáticos, aromáticos y poliaromáticos que se encuentran en el petróleo crudo, generalmente reportados en fracciones o grupos de compuestos;
- **Orgánicos sintéticos**, que también incluye un gran número de sustancias químicas divididas en familias, como: compuestos alifáticos halogenados; compuestos aromáticos/ poliaromáticos halogenados (como pesticidas, DDT, PCB, pentaclorofenol, dioxinas, furanos, etc.); fenoles; alcoholes; ftalatos; cetonas; compuestos orgánicos nitrogenados, sulfonados y fosforados; medicamentos; hormonas; entre otros;
- **Radioactivos**, como el uranio.

En áreas contaminadas, debe evaluarse la presencia aislada o conjunta (mezclas) de sustancias naturales o antropogénicas, ya que las propiedades físico-químicas se ven alteradas debido a la coexistencia de sustancias en la subsuperficie, lo que influye directamente en los fenómenos de transporte.

Esta guía se centra principalmente en las áreas contaminadas en un contexto industrial y, por lo tanto, se centra fundamentalmente en sustancias como metales pesados, contaminantes orgánicos sintéticos e hidrocarburos derivados del petróleo.

¿Las SQI son siempre de origen antropogénico?

No. Un paso importante en la elaboración de un MCA es diferenciar entre las concentraciones de *background* (concentraciones en áreas sin actividades antropogénicas) en las SQI y las concentraciones provocadas por las actividades antropogénicas, especialmente en el caso de los metales pesados. Las concentraciones de *background* están asociadas a procesos geoquímicos naturales. En algunas situaciones, estas concentraciones presentan características anómalas o superiores a los estándares ambientales. Esto ocurre, por ejemplo, cuando la presencia de metales pesados en el suelo, los sedimentos o el agua está relacionada con el alto contenido de estos mismos metales en la roca de origen.

¿Cuál es la importancia de investigar las concentraciones de *background*?

La importancia de diferenciar las concentraciones de *background* de las antropogénicas está relacionada con la responsabilidad legal por la gestión de riesgos. Una diferenciación incorrecta del origen de las concentraciones anómalas de una SQI puede generar un aumento de los costos en el momento de la investigación y mitigación de los riesgos. Por ejemplo, cuando se determina que las concentraciones de metales en el suelo están por encima de los estándares ambientales, la exigencia del organismo ambiental de alcanzar los objetivos de mitigación de riesgos podría ser más restrictiva que las concentraciones naturales desconocidas si no se distinguen los valores de *background*. Sin embargo, si se comprueba que las concentraciones de estas sustancias son naturalmente anómalas y están por encima de los estándares ambientales, será necesario mitigar los riesgos hasta alcanzar los valores de *background*.

Presencia de concentraciones anómalas de SQI

¿Cómo determinar las SQI y sus respectivas concentraciones en el área de estudio?

La evaluación de concentraciones de *background* se aplica a los compuestos químicos que pueden ocurrir naturalmente en diferentes medios, como los metales pesados y otras sustancias inorgánicas. Obviamente, los compuestos orgánicos clasificados como hidrocarburos derivados del petróleo y orgánicos sintéticos deben presentar concentraciones de *background* iguales a cero en

áreas no impactadas. Para evaluar la presencia natural de concentraciones anómalas de una SQI, se realiza el análisis de muestras de *background*.

En la elaboración de un MCA, los datos analíticos se evalúan teniendo en cuenta el origen de las sustancias y sus posibles relaciones con actividades antropogénicas o con anomalías naturales en el suelo o en aguas subterráneas. Si una sustancia tiene como fuente tanto el medio geológico natural como las actividades antropogénicas, se debe cuantificar el rango de variación de las concentraciones de *background*, lo que permite identificar la extensión de la alteración causada por la actividad antropogénica.

El Naval Facilities Engineering Command ha publicado guías sobre el análisis sistemático del *background* del suelo (NAVFAC, 2002), los sedimentos (NAVFAC, 2003) y las aguas subterráneas (NAVFAC, 2004).

¿Cómo determinar las concentraciones de las SQI de *background* en suelos y sedimentos?

Los procesos de evaluación de *background* son similares para suelos y sedimentos (NAVFAC, 2002, 2003), y se prevén tres etapas de revisión y análisis de los datos, método geoquímico y método comparativo, que se resumen a continuación.

Revisión y análisis de los datos

En esta primera etapa, se debe realizar un análisis de los datos existentes para verificar si cumplen con los criterios de representatividad (USEPA, 2000). Si es necesario, se debe realizar una recopilación de datos adicionales. Una vez consolidada la base de datos, se debe identificar la concentración de exposición representativa del área de estudio y compararla con los valores de riesgo identificados. Las sustancias que no superen el riesgo aceptable no requieren investigaciones adicionales. Sin embargo, en el caso de sustancias con concentraciones superiores a los valores de riesgo, se deben realizar investigaciones más exhaustivas a fin de evaluar la distribución de estas sustancias y sus rangos de variación de concentración en relación con el *background*.

Método geoquímico

Este método se utiliza especialmente para el análisis de *background* de metales en suelos y sedimentos cuando no es posible identificar un área de referencia similar al área en estudio. Utiliza principalmente herramientas estadísticas bivariadas para

evaluar la variación del *background* a partir de la distribución de concentraciones e interrelaciones geoquímicas.

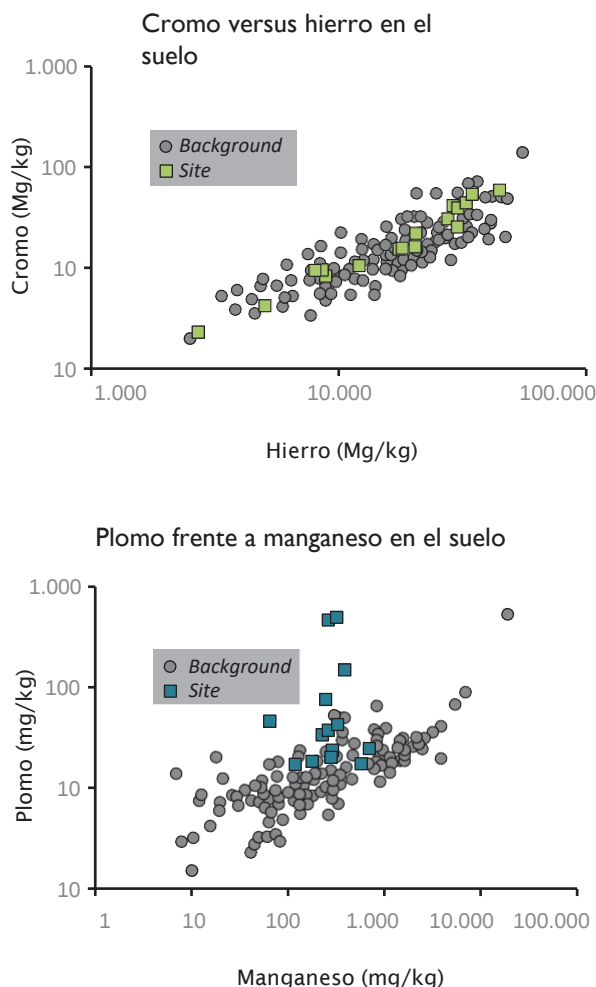
En general, se utilizan dos técnicas, ya sea de forma individual o conjunta: el análisis de asociación geoquímica y el análisis de enriquecimiento geoquímico. El análisis de asociación geoquímica se suele realizar antes de la técnica de enriquecimiento. En ella, el *background* se evalúa mediante la relación entre las concentraciones de dos metales. Se trazan en un gráfico de dispersión las concentraciones de un metal sospechoso de ser una SQI y las de un metal que seguramente no es una SQI. Si el gráfico indica una buena correlación entre los metales, puede utilizarse para evaluar el *background*. Sin embargo, las altas concentraciones de metales que no indican una fuerte correlación probablemente representan una contaminación.

Para la elaboración de los gráficos, es importante seleccionar metales que tengan una buena correlación entre sí. Algunos ejemplos son arsénico, selenio, cromo y vanadio con hierro; bario, cadmio, plomo y zinc con aluminio; y bario, cadmio, cobalto y plomo con manganeso.

La **figura 1.1a** muestra una correlación entre el cromo y el hierro en el suelo. En este ejemplo, el cromo es el metal sospechoso de ser una SQI y se ha representado en el gráfico junto a un metal con el que tiene una buena asociación geoquímica natural (el hierro). Las muestras recogidas en un lugar reconocido como no contaminado (*background*) muestran una buena correlación entre el cromo y el hierro. Cuando se representan gráficamente las muestras recogidas en el área con sospecha de contaminación por cromo, se mantiene la buena correlación entre el cromo y el hierro. Por lo tanto, se concluye que el cromo no es una SQI del área, ya que es de origen natural (MYERS; THORB- JORNSEN, 2004).

La **figura 1.1b** muestra una correlación entre el plomo y el manganeso, siendo el plomo considerado una SQI. Las muestras recogidas en el lugar no contaminado (*background*) muestran una buena correlación entre el plomo y el manganeso; sin embargo, cuando se representan los resultados del área presuntamente contaminada (emplazamiento), se observa que el aumento de las concentraciones de plomo no va acompañado de un aumento de las concentraciones de manganeso en al menos cinco muestras. Este patrón revela que el plomo es, de hecho, una SQI del área, de origen no natural (MYERS; THORB- JORNSEN, 2004).

Figura 1.1. Análisis de asociación geoquímica en diagramas de dispersión.



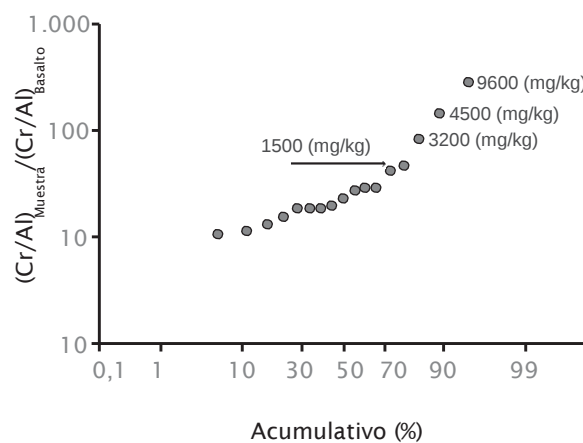
Fuente: Adaptado de Myers; Thorbjørnsen (2004, p. 8, traducción nuestra).

Por su parte, el análisis de enriquecimiento geoquímico se realiza normalmente cuando el análisis de asociación no es concluyente. El enriquecimiento natural de metales causado por la intemperie, la adsorción y la precipitación puede diferenciarse del enriquecimiento causado por impactos ambientales antropogénicos. En este tipo de análisis, se calcula el factor de enriquecimiento y se construyen gráficos de probabilidad. Un factor de enriquecimiento alto, que se desvía del patrón representado en el gráfico de probabilidad, suele ser indicativo de contaminación.

La **figura 1.2** muestra un ejemplo del uso del análisis de enriquecimiento en una situación en la que el cromo es la SQI. Los valores representados hasta 1500 mg.kg-1 corresponden al enriquecimiento de cromo por procesos naturales. Este enriquecimiento se calculó utilizando la relación de concentraciones de cromo y aluminio en muestras de suelo de un área no contaminada conocida dividida por la relación de

cromo y aluminio en la roca sólida que dio origen al suelo. Tres muestras del área con sospecha de contaminación por cromo se trazaron en el gráfico con concentraciones superiores a 1500 mg.kg-1 (3200, 4500 y 9600 mg.kg-1) y, en consecuencia, se asocian a factores de enriquecimiento que no coinciden con la distribución de valores hasta 1500 mg.kg-1. Por lo tanto, estas tres concentraciones más elevadas indican que el suelo se encuentra contaminado por cromo de origen antropogénico.

Figura 1.2. Gráfico de probabilidad acumulada del factor de enriquecimiento



Fuente: Adaptado de NAVFAC (2002, p. 61, traducción nuestra).

Método comparativo

El método comparativo consiste en una serie de pruebas estadísticas realizadas para comparar el conjunto de datos del área en estudio con el conjunto de datos del área de referencia, con el fin de determinar si las concentraciones del área de estudio y del área de referencia son estadísticamente similares. La prueba de hipótesis es uno de los métodos utilizados para comparar diversas propiedades del conjunto de datos del área en estudio con los datos de *background* obtenidos en el área de referencia. La base de estas pruebas son hipótesis relativas a la presencia de origen natural (*background*) o antropogénico en el área de estudio. Para ello, es necesario que el conjunto de datos de ambas áreas tenga características geoquímicas similares.

Existen varias pruebas estadísticas que pueden aplicarse para llevar a cabo el método comparativo, y la elección del mejor test depende de la cantidad de datos existentes, del tipo de distribución de los datos y del tipo de desempeño de cada test. La decisión final sobre el tipo de test que se aplicará se toma tras identificar el tipo de distribución de los datos recopilados.

¿Cómo determinar las concentraciones de las SQI de *background* en aguas subterráneas?

El análisis de *background* en aguas subterráneas (NAVFAC, 2004) difiere del análisis realizado en suelos (NAVFAC, 2002) y sedimentos (NAVFAC, 2003) debido a las características dinámicas de este medio. Algunas particularidades del agua subterránea deben tenerse en cuenta a la hora de seleccionar el conjunto de pozos de monitoreo que se tendrán en cuenta en la evaluación del *background*.

Una de estas particularidades es la capacidad que tiene el agua subterránea para transportar las SQI hacia aguas abajo, lo que convierte la dirección del flujo del agua subterránea en una característica importante a tener en cuenta. Normalmente, el conjunto de pozos para la evaluación del *background* se encuentra aguas arriba del área de interés; pero, en algunos casos, también se pueden considerar áreas paralelas e incluso aguas abajo, siempre que se encuentren dentro del mismo contexto geológico e hidrogeoquímico del área con sospecha de contaminación.

La variación de las concentraciones de SQI, tanto las de *background* como las generadas por las actividades antropogénicas, debe evaluarse en relación con la profundidad en el acuífero y el tiempo. En un mismo acuífero, pueden formarse zonas hidroquímicas diferentes a distintas profundidades, lo que hace necesario considerar la instalación de pozos de diferentes profundidades para evaluar el *background*. Las variaciones temporales, por su parte, son causadas por las fluctuaciones estacionales de la recarga del acuífero, lo que exige la realización de análisis de tendencias a partir de los resultados analíticos de campañas de monitoreo semestrales, o más frecuentes, obtenidos a lo largo de varios años. La falta de comprensión sobre las variaciones de las concentraciones de origen estacional puede llevar a una interpretación errónea de las mismas, confundiéndolas, por ejemplo, con un aporte de sustancias procedentes de actividades antropogénicas realizadas en el área de estudio.

Al igual que para los suelos y sedimentos, se debe realizar una evaluación inicial de los datos de las muestras de agua subterránea para verificar si cumplen con los criterios de calidad establecidos. Si es necesario, se debe realizar una recopilación de datos adicionales, considerando también la selección de áreas para la toma de muestras de *background*.

Una vez validados los datos como representativos del impacto existente, se deben calcular las concentraciones de exposición de las sustancias

y compararlas con los valores de riesgo. Es importante destacar que la mayor concentración detectada entre todos los pozos representa la concentración de exposición. Las sustancias con concentraciones inferiores a los valores de riesgo no requieren análisis de *background*; sin embargo, las sustancias con concentraciones superiores al riesgo deben analizarse.

El análisis del *background* del agua subterránea implica la evaluación de la geología y la hidrogeología del lugar, así como de las fuentes de contaminantes, seguida de la evaluación de las condiciones geoquímicas y del análisis espacial y temporal de los datos analíticos. Este estudio tiene como objetivo identificar un conjunto de pozos de monitoreo para el *background* y estimar la variación de las concentraciones de *background* para cada SQI.

Una vez completada la evaluación de las concentraciones de *background*, se debe realizar una comparación entre estas concentraciones y las concentraciones de exposición calculadas para el área en estudio. Si las concentraciones de exposición se encuentran dentro del intervalo de variación del *background*, no es necesario realizar ningún análisis adicional de *background*, ya que las ocurrencias son de origen natural. Sin embargo, si las concentraciones de exposición están por encima de la variación de las concentraciones de *background*, sin que esta diferencia sea tan elevada como para caracterizarla inmediatamente como generada por el impacto ambiental, se debe realizar un nuevo análisis.

La NAVFAC (2004) describió un estudio de caso sobre el arsénico y el plomo. Este estudio abarcó la identificación del área para la toma de muestras de *background* y sus rangos de concentración, seguida de la comparación mediante métodos estadísticos, con las concentraciones de las áreas con sospecha de contaminación. El estudio concluye que las concentraciones de arsénico observadas en el área con sospecha de contaminación son similares a las de *background* y, por lo tanto, no se trata de una SQI. En cuanto al plomo, se comprobó que la contaminación se limita a la región donde se encuentran dos pozos de monitoreo, siendo este metal una SQI del área.

Propiedades de las Sustancias Químicas de Interés (SQI)

¿Qué propiedades de las SQI son importantes para un MCA?

Las propiedades físico-químicas de las SQI y sus interacciones con el medio físico determinarán la

formación de fases separadas (libre y retenida), vapor, disuelta y sorbida en las zonas no saturadas y saturadas en caso de derrame accidental o eliminación inadecuada de una o varias SQI.

Las principales propiedades físico-químicas de las SQI pueden dividirse entre aquellas que afectan a la movilidad (densidad, solubilidad, viscosidad, volatilidad, composición, adsorción) y las que se ven afectadas por la interacción con el medio (tensión interfacial/tensión superficial, grado de humectación o humectabilidad, fuerza capilar/presión capilar, saturación/saturación residual).

El conocimiento de estas propiedades y de sus interacciones con la matriz del suelo o la roca en la subsuperficie es esencial para comprender las vías de exposición durante la elaboración de evaluaciones de riesgo ecológico o para la salud humana. De este modo, estas propiedades se describen a continuación, siendo que la adsorción se presenta en el apartado Transportes.

Densidad

La densidad es la relación entre la masa y el volumen que ocupa una sustancia, según una presión y temperatura determinadas. Por ejemplo, la densidad del agua es 1 g.mL⁻¹ a 25°C y 1 atm. La densidad clasifica los compuestos orgánicos en líquidos ligeros en fase no acuosa (LNAPL, por sus siglas en inglés) —cuando tienen una densidad inferior a la del agua— y líquido denso en fase no acuosa (DNAPL, por sus siglas en inglés).

- cuando tienen una densidad superior a la del agua. La densidad de una mezcla es diferente a la que se encuentra en el producto puro. Cuanto mayor sea la densidad, mayor será la fuerza motriz que provoca la migración vertical del compuesto en el medio subterráneo. La migración solo termina cuando no hay acumulación suficiente de carga de compuesto para continuarla o cuando existe una barrera física que la interrumpe, como, por ejemplo, una capa impermeable.

Solubilidad

Define la capacidad de una SQI para disolverse en un líquido a una temperatura y presión determinadas. En el medio subterráneo, la solubilidad es responsable de la formación de la fase disuelta, mediante la disolución del compuesto orgánico/inorgánico en la fase acuosa. La formación de la fase disuelta en el medio subterráneo depende de la temperatura, el pH y la presencia de cosolventes (por ejemplo, metanol

y etanol), de materia orgánica disuelta y de compuestos inorgánicos disueltos (salinidad), de la solubilidad efectiva, de la difusividad de la matriz, de las condiciones de flujo del agua subterránea, de los gradientes de concentración, del tiempo de contacto y de su distribución como fase libre, retenida, adsorbida o vapor cuando entra en contacto con el agua subterránea.

Los compuestos orgánicos tienden a ser menos polares que los inorgánicos. En general, cuanto menor es la polaridad de un compuesto, menor será su solubilidad. Existe una gran variación en la solubilidad de los compuestos orgánicos, desde completamente miscibles, como los alcoholes (por ejemplo, el metanol y el etanol), hasta poco solubles, como los hidrocarburos policíclicos aromáticos. Si la solubilidad de un compuesto es elevada, tenderá a presentar movilidad junto con el agua; si es baja, permanecerá en la subsuperficie formando una fase líquida no acuosa (NAPL). El pH también altera la solubilidad de un compuesto orgánico en agua; como en el caso del pentaclorofenol, que en pH 2,7 está ionizado en un 1 %, pero puede estar ionizado en un 99 % en aguas con pH 6,7, situación muy común en condiciones naturales (KIRK; OTHMER, 1979 apud DEL GRANDE; REZENDE; ROCHA, 2003, p. 679).

En caso de mezclas de NAPL en contacto con el agua, la concentración máxima que se puede esperar de uno de los componentes de la mezcla se puede estimar por la solubilidad del compuesto puro y por su fracción molar en la mezcla. Según la **ecuación 1.1**, el valor de la fracción molar (x_i) se obtiene dividiendo el número de moles del componente i (n_i) por el número total de moles (n). Para calcular la solubilidad efectiva (S_i), se utiliza la ecuación 1.2, multiplicando la fracción molar por la solubilidad del componente puro ($S_{i \text{ puro}}$):

Ecuación 1.1

$$x_i = n_i / n$$

x_i = fracción molar del componente i en la solución
 n = número total de moles
 n_i = número de moles del componente i

Ecuación 1.2

$$S_i = S_{i \text{ puro}} \cdot x_i$$

s_i = solubilidad efectiva [ML⁻³]
 $S_{i \text{ puro}}$ = solubilidad del componente puro [ML⁻³]

Las ecuaciones anteriores pueden utilizarse para estimar la solubilidad de compuestos hidrofóbicos con estructuras moleculares similares y que dan lugar a una solubilidad efectiva de aproximadamente

10% de la solubilidad del compuesto puro. Por lo tanto, cuando se encuentran concentraciones de este orden en los análisis de agua, puede haber presencia de NAPL (USEPA, 1992). Es importante destacar que la solubilidad efectiva cambia a medida que la fracción molar se altera con el paso del tiempo.

Viscosidad

La viscosidad de un fluido es la medida de su resistencia al flujo. Esta resistencia depende de la temperatura, ya que cuanto mayor es la temperatura, menor es la viscosidad. Cuanto menor es la viscosidad, menor es también la resistencia al flujo, lo que facilita la penetración del fluido en un medio poroso. Además, la viscosidad de una mezcla varía en función del tiempo, debido a las transformaciones y la degradación que sufre la mezcla.

Volatilidad y presión de vapor

La presión de vapor es una propiedad física que depende de la temperatura y que está relacionada con la velocidad a la que un compuesto puro se volatiliza o evapora. Es un fenómeno en el que las moléculas localizadas en la superficie del líquido pasan a estado de vapor.

La volatilidad está relacionada con la facilidad con la que un compuesto pasa del estado líquido al estado de vapor. La formación de la fase vapor en el medio subterráneo depende de las propiedades físico-químicas de los compuestos (solubilidad, peso molecular, presión de vapor y naturaleza de la interfaz aire-agua por la que debe pasar), de la presencia de otros compuestos y de las propiedades físicas del área saturada (velocidad y profundidad del agua subterránea), así como de la atmósfera por encima del nivel del suelo.

La fase vapor puede formarse a partir de la fase libre y/o retenida, así como de la fase disuelta. La transferencia de masa de la fase libre o retenida a la fase vapor se describe mediante la Ley de Raoult (ecuación 1.3), multiplicando la presión parcial de vapor del componente i puro (P_i) por la fracción molar del componente i en la solución (x_i) calculada mediante la ecuación 1.1:

Ecuación 1.3

$$P_i = P_{i \text{ puro}} \cdot x_i$$

P_i = presión parcial de vapor del componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^{-2}$]

$P_{i \text{ puro}}$ = presión de vapor del componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^{-2}$]

x_i = fracción molar del componente i en la solución

Ahora bien, la presión total de una mezcla ($P_{\text{solución}}$) es equivalente a la suma de las presiones parciales (P_i) de cada uno de sus componentes (ecuación 1.4):

Ecuación 1.4

$$P_{\text{solución}} = P_{a \text{ puro}} \cdot x_a + P_{b \text{ puro}} \cdot x_b + P_{c \text{ puro}} \cdot x_c + \dots$$

$P_{\text{solución}}$ = presión total de vapor de la solución [$\text{ML}^{-1} \text{T}^{-2}$]

$P_{i \text{ puro}}$ = presión parcial de vapor del componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^{-2}$]

x_i = fracción molar del componente i en la solución

La transferencia de masa de la fase disuelta (concentraciones de hasta $10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$) a la fase vapor se establece mediante la Ley de Henry (ecuación 1.5), dividiendo la concentración en el aire (C_{aire}) por la concentración en el agua (C_{agua}):

Ecuación 1.5

$$K_h = C_{\text{aire}} / C_{\text{agua}}$$

K_h = constante de Henry

C_{air} = concentración en el aire [ML^{-3}]

C_{agua} = concentración en el agua [ML^{-3}]

Las concentraciones en el aire y en el agua deben ser coherentes con las unidades de KH, que pueden presentar diferentes unidades. Cuanto mayor sea el KH y el valor numérico de la presión de vapor, mayor será la volatilidad del compuesto y también su paso a la fase vapor.

Es importante destacar que la ley de Raoult se aplica a la transferencia de masa de la fase libre/retenida y de la fase disuelta con mayores concentraciones a la fase vapor. La Ley de Henry se aplica para calcular la transferencia de masa de la fase disuelta a la fase vapor cuando las concentraciones de la fase disuelta son aproximadamente inferiores a $10^{-3} \text{ mol.L}^{-1}$, suponiendo un equilibrio local (USEPA, 1995).

Composición

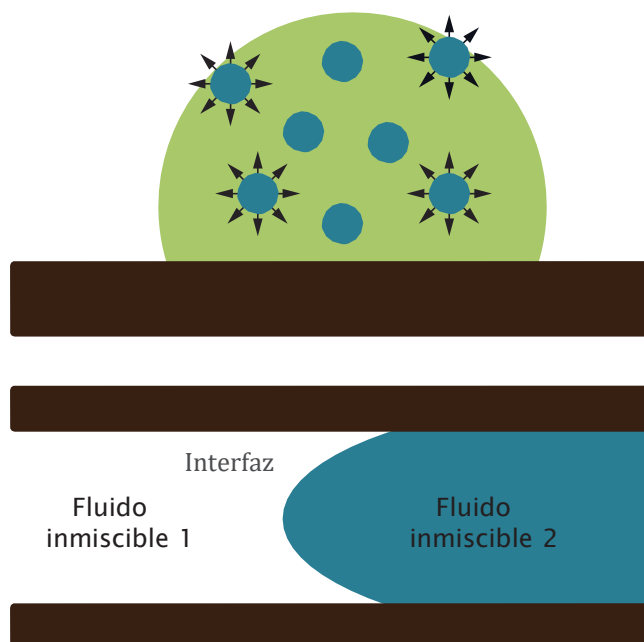
Como se mencionó anteriormente, las propiedades de los compuestos orgánicos puros son diferentes cuando están presentes en una mezcla. Dichas propiedades también pueden modificarse como consecuencia de la degradación o volatilización derivadas del paso del tiempo. En fuentes con una gran mezcla de SQI, algunos DNAPL pueden dividirse en LNAPL, por ejemplo. Por esta razón, es recomendable tomar muestras de SQI en las áreas investigadas, ya que así se pueden realizar análisis de las propiedades físico-químicas de la mezcla.

Tensión interfacial y superficial

Las moléculas del interior de un fluido homogéneo están bajo la acción de fuerzas intermoleculares de la misma intensidad. Sin embargo, cuando se encuentran en la interfaz de dos fluidos, la interacción entre ellos es menor, lo que provoca la formación de un menisco, cuya tensión es similar a la de una membrana elástica (**figura 1.3**). Esta tensión es el resultado del desequilibrio de fuerzas en la interfaz, lo que provoca su contracción. Esta propiedad permite que dos fluidos coexistan cuando están expuestos a presiones diferentes (PANKOW; CHERRY, 1996).

La tensión es la fuerza de contracción por unidad de longitud a lo largo del perímetro de una superficie. Si la superficie separa dos fases no gaseosas, la tensión se denomina interfacial. La tensión se denomina superficial cuando la superficie separa una interfaz gas-líquido o gas-sólido.

Figura 1.3. Fuerzas de cohesión dentro del fluido y en su interfaz (arriba) y formación de un menisco en la interfaz de dos fluidos inmiscibles en contacto con una superficie sólida (abajo)



Cuanto mayor sea la tensión interfacial, mayor será la estabilidad de la interfaz entre las fases y, en consecuencia, menos probable será que se formen emulsiones estables entre los dos líquidos. La tensión interfacial disminuye al aumentar la temperatura y puede verse afectada por el pH, así como por la presencia de surfactantes y gases en la solución.

La tensión interfacial existente entre el NAPL y el agua es de gran importancia en el comportamiento del NAPL en un medio poroso, ya que la diferencia de presión provocada por la curvatura de la interfaz desarrolla los fenómenos de ascenso y descenso capilar. Generalmente se expresa como una fuerza por unidad de longitud, que se opone al aumento de la superficie. Su unidad SI es el Newton por metro (N.m⁻¹). También puede expresarse como energía por unidad de área.

En la mayoría de los sistemas de agua y DNAPL, la tensión interfacial varía entre 20 y 50 dyn.cm⁻¹ (MERCER; COHEN, 1990). Sin embargo, como los DNAPL suelen estar presentes en mezclas, y también debido a su degradación con el tiempo, la tensión interfacial es una variable que debe medirse siempre que sea posible (PANKOW; CHERRY, 1996).

Mojabilidad

Cuando diferentes fluidos (aire, agua y NAPL) están en contacto con un sólido, uno de ellos siempre tendrá mayor afinidad por el sólido que el otro. Esta afinidad se conoce como humectabilidad, y puede deducirse del ángulo de contacto entre la superficie del sólido y los fluidos. La humectabilidad depende de las propiedades químicas de los dos fluidos y de la composición de la superficie sólida (PANKOW; CHERRY, 1996).

Cuando el ángulo de contacto θ entre un fluido y la superficie sólida es superior a 90°, el fluido se denomina no humectante. Cuando es inferior a 90°, se denomina humectante (figura 1.4).

Figura 1.4. Ángulos de contacto θ : fluidos no humectantes y humectantes

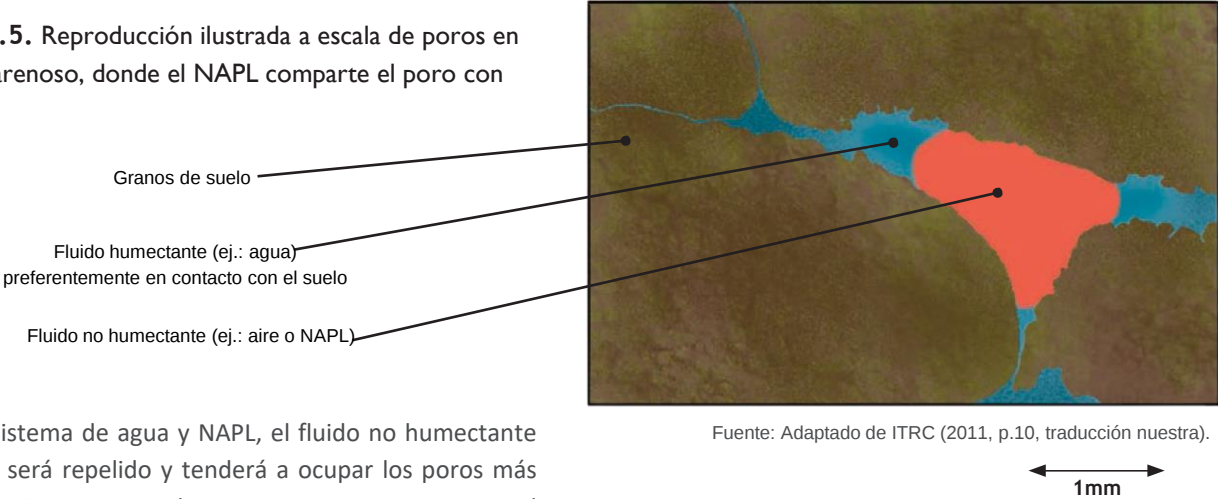


El agua es casi siempre el fluido humectante en presencia de aire y NAPL (**tabla 1.2**). Cuando coexisten NAPL y aire, el NAPL es el fluido humectante. La humectabilidad es un parámetro que indica la distribución de los fluidos en un sistema multifásico debido a la variabilidad de la subsuperficie y a los diversos factores que la afectan, como la composición de la fase acuosa, la presencia de materia orgánica y surfactantes, la mineralogía, etc. (MERCER; COHEN, 1990).

Tabla 1.2. Relaciones de humectabilidad entre fluidos y superficies		
Sistema	Fluido humectante	Fluido no humectante
Aire: Agua	Agua	Aire
Aire: NAPL	NAPL	Aire
Agua: NAPL	Agua	NAPL
Aire: Agua: NAPL	Agua > NAPL > Aire	

Fuente: Adaptado de USEPA (1991, p. 30, traducción nuestra).

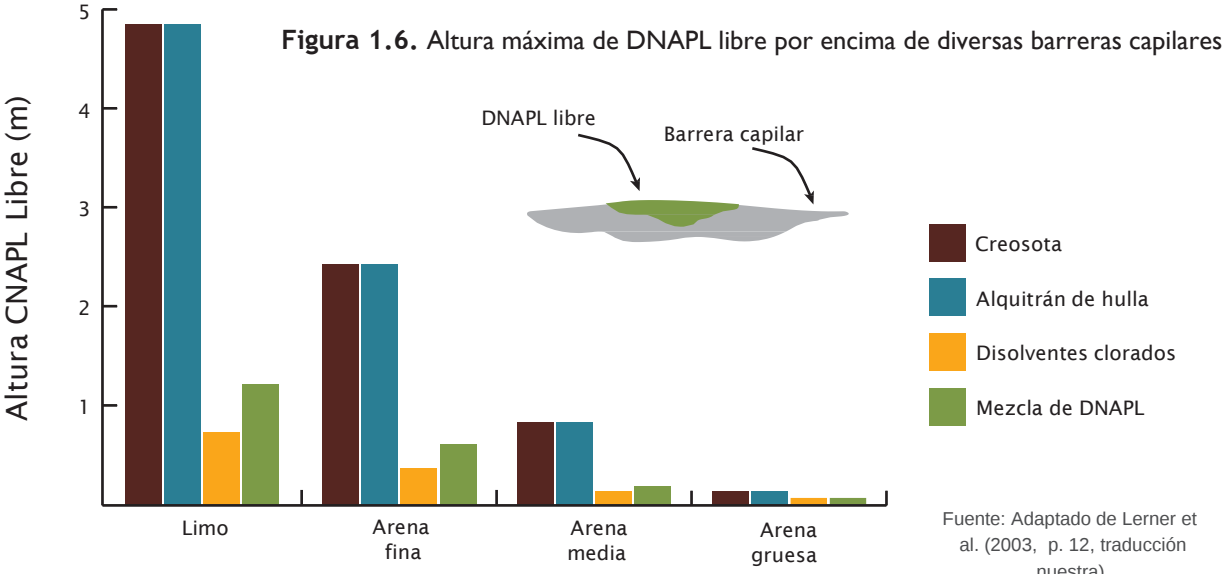
Figura 1.5. Reproducción ilustrada a escala de poros en material arenoso, donde el NAPL comparte el poro con el agua



En un sistema de agua y NAPL, el fluido no humectante (el NAPL) será repelido y tenderá a ocupar los poros más grandes, mientras que el agua, que en este caso es el agente humectante, tenderá a recubrir los sólidos y a ocupar las gargantas de los poros (**figura 1.5**).

La dificultad para superar el gradiente de presión es la razón por la que el NAPL llena primero los poros más grandes de un suelo saturado de agua (PAN- KOW; CHERRY, 1996). Ésta es también la razón por la que algunos NAPL permanecen atrapados en los poros y no pueden eliminarse mediante métodos de recuperación hidráulica como el bombeo.

Lerner et al. (2003) demostraron el espesor máximo que puede formar un cuerpo continuo de DNAPL (fluido no humectante) por encima de distintas barreras capilares (**figura 1.6**). Los espesores máximos de DNAPL se alcanzaron en condiciones de mayor tensión interfacial, menor densidad de DNAPL (creosota y alquitrán de hulla) y menor permeabilidad de la barrera capilar (limo). En el caso de los disolventes clorados y PCB (DNAPL), el espesor variaba de unos pocos centímetros a varias decenas de centímetros. En Estados Unidos, se encontraron pocas zonas con espesores de disolventes clorados superiores a 2 metros.



Presión capilar

La presión capilar es el fenómeno que hace que el agua (fluido humectante) suba a través de un conducto estrecho; en este caso, el fluido no humectante es el aire. Se produce en zonas no saturadas y saturadas del medio poroso (PANKOW; CHERRY, 1996). Todos los poros tienen una cierta presión capilar, que es su tendencia a atraer fluido humectante y repeler fluido no humectante. La presión capilar (**ecuación 1.6**) depende de la heterogeneidad de la subsuperficie, la geometría del espacio vacío, la naturaleza de los sólidos y líquidos y el grado de saturación.

Ecuación 1.6

$$P_c = P_{nw} - P_w$$

P_c = presión capilar [$ML^{-1} T^{-2}$]

P_{nw} = presión de fluido no humectante (NAPL) [$ML^{-1} T^{-2}$]

P_w = presión de fluido humectante (agua) [$ML^{-1} T^{-2}$]

Debido a la presión capilar, los NAPL migran a la subsuperficie en función del contenido de humedad del suelo. En la zona no saturada existen poros que contienen aire, agua y NAPL. Para que los NAPL puedan desplazarse, tienen que ejercer una presión suficiente para entrar o salir de los poros, tanto vertical como lateralmente. Migran preferentemente a través de los poros con aire, ya que es el fluido humectante.

La migración del NAPL a la zona saturada es posible si su volumen es suficiente para vencer la presión de entrada de la franja capilar. La presión capilar es inversamente proporcional a la granulometría del medio (baja para arenas y alta para limos y arcillas). En la zona saturada, la alta presión capilar existente en los poros pequeños puede impedir el desplazamiento del NAPL, que tiende a fluir a través de los poros saturados más grandes.

Una revisión más detallada de las propiedades físicas de las SQI (densidad, solubilidad, viscosidad, volatilidad y presión de vapor, difusión, composición, tensión interfacial y superficial, humectabilidad, presión capilar, etc.) y de cómo medirlas puede obtenerse en Lyman; Reehl y Rosenblatt (1990) y en Mercer y Cohen (1990).

Saturación y saturación residual

Un compuesto orgánico puede existir como fase no acuosa en equilibrio con el agua solo cuando su concentración en fase disuelta alcanza el límite de saturación para ese compuesto en el agua (PANKOW; CHERRY, 1996).

Por lo tanto, los NAPL retenidos en forma de nódulos y ganglios se forman en la parte final del trayecto de migración del cuerpo continuo de NAPL en respuesta a inestabilidades hidrodinámicas a escala de poros, como la presión capilar. Estos nódulos y ganglios tienen entre una y diez veces el diámetro de los granos de la matriz (LERNER et al., 2003). Adamski et al. realizaron una revisión de la saturación residual. (2003).

Distribución multifásica de las SQI

Los compuestos orgánicos se subdividen principalmente en función de su densidad y solubilidad en agua. Los hidrocarburos, comúnmente asociados a la producción, refinado y distribución de productos petrolíferos (gasolina, diésel y queroseno), tienen características de LNAPL. Las mezclas de compuestos alifáticos y aromáticos tienen diferentes solubilidades en el agua. Los principales DNAPL son: creosota, alquitrán de hulla, aceites a base de bifenilos policlorados (PCB) y disolventes clorados. La USEPA (2022a) actualiza anualmente las tablas de SQI, que pueden consultarse para obtener más detalles.

En la subsuperficie, las SQI se dividen en cuatro fases (**figuras 1.7 y 1.8**):

- **Fase líquida no acuosa (NAPL):** se produce cuando el contaminante es inmiscible con el agua y puede encontrarse como fase libre o retenida, ambas caracterizan a las fuentes secundarias de contaminación.

La fase libre presenta movilidad en el medio poroso y migra hacia cualquier medio de mayor permeabilidad, pudiendo acumularse en pozos de monitoreo. Para ser libre, la fase líquida no acuosa debe presentar un cierto grado de continuidad, de manera que pueda transmitir la presión hidráulica y fluir, generando plumas de contaminación en fase libre. Para ello, la saturación de la fase líquida no acuosa debe ser mayor que su saturación residual en un medio poroso determinado.

La fase retenida se produce en respuesta a las inestabilidades hidrodinámicas que se producen a escala de los poros y, por lo tanto, no presenta movilidad en el medio poroso. Cuando está presente en la zona saturada, la fase retenida es denominada por diversos autores como “formación de trampas” del NAPL.

- **Fase vapor:** está presente en la zona no saturada y tiene una alta movilidad, produciendo plumas de contaminación en fase vapor que pueden acumularse en

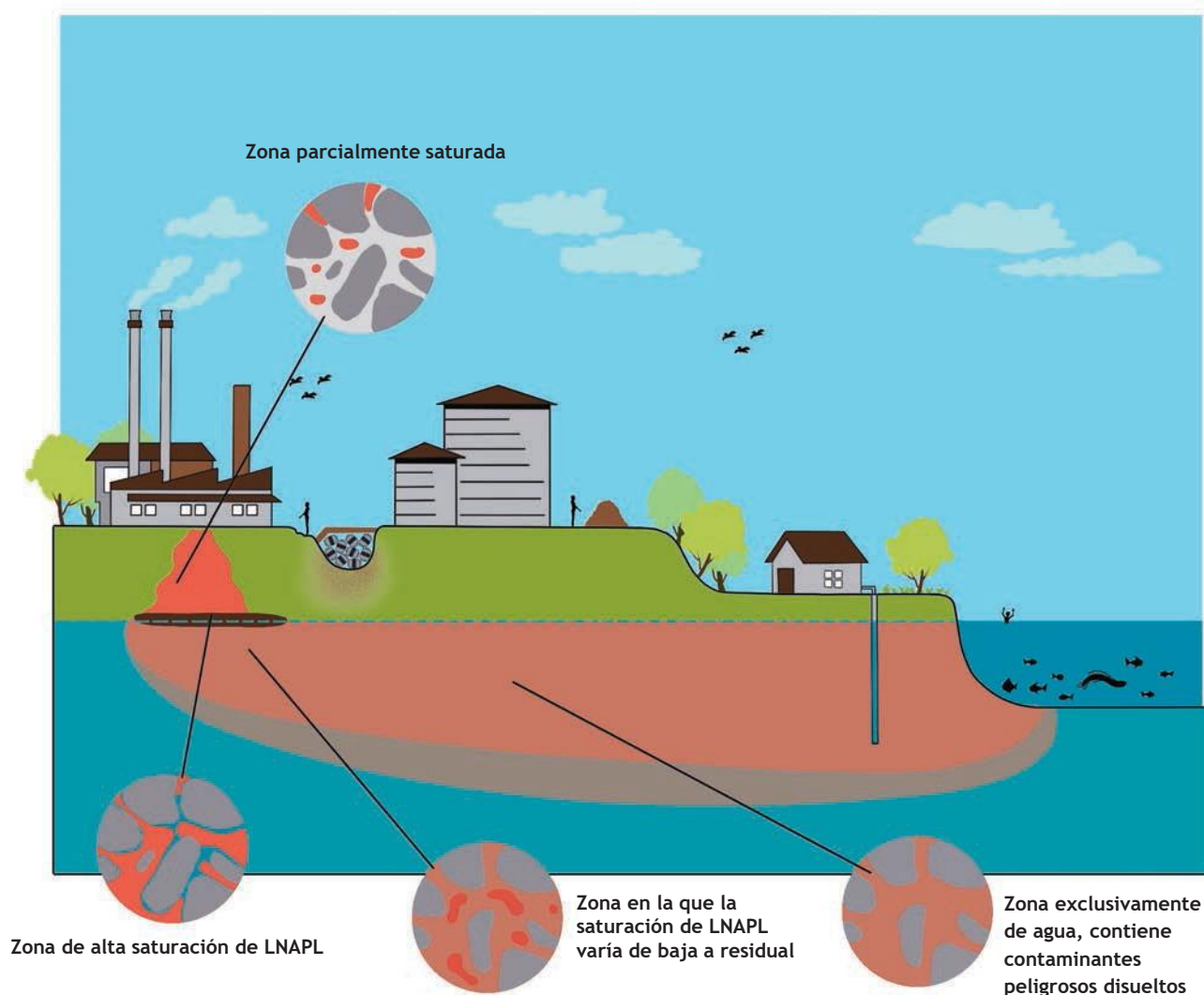
espacios confinados, como garajes subterráneos y sótanos. La fase vapor se origina directamente de la volatilización del NAPL de la fase separada (libre o retenida), según la Ley de Raoult, y/o de la fase disuelta en la zona saturada, según la Ley de Henry.

- **Fase disuelta:** está presente en la zona saturada y es causada por la partición del NAPL en el agua subterránea, lo que provoca la formación de plumas de contaminación en fase disuelta. La composición de la fase disuelta dependerá fundamentalmente de la solubilidad de las SQI.

- **Fase adsorbida:** se forma por la adsorción del compuesto presente en la fase disuelta por la materia orgánica o por la matriz geológica, en especial las arcillas. Los coeficientes de partición son empíricos y

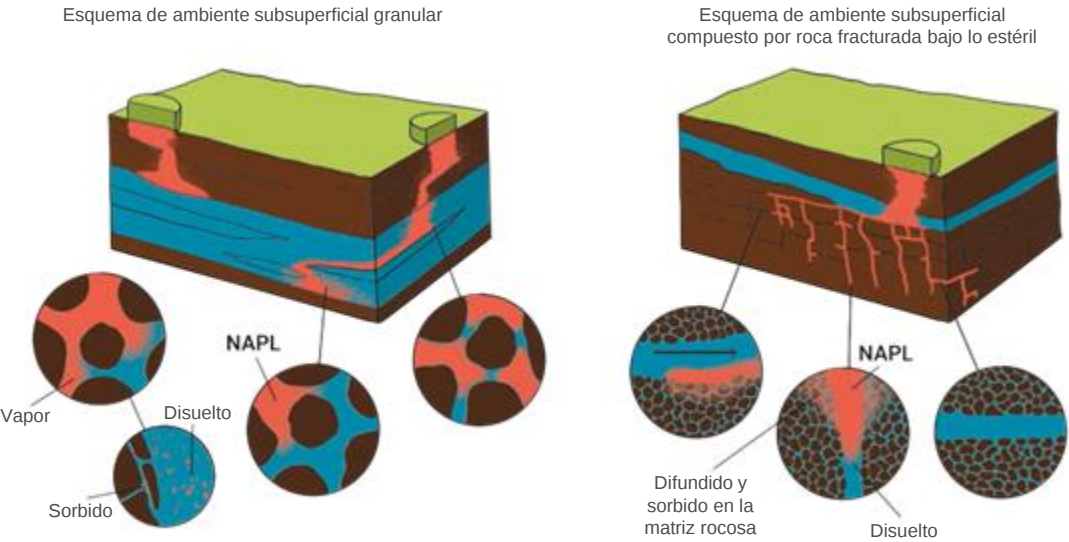
dependen de las características del contaminante, de la mineralogía y del contenido orgánico de la matriz del acuífero. La fase adsorbida no debe confundirse conceptualmente con la fase retenida. Se trata de un fenómeno que se produce a escala molecular, a diferencia de la fase retenida, que se produce a escala de poro. La masa de contaminante de la fase retenida es, por lo general, mayor que la masa en la fase adsorbida en órdenes de magnitud. En la práctica, sin embargo, no es posible distinguir estas dos fases mediante análisis químicos del suelo, ya que los resultados analíticos representan una suma de estas dos fases.

Figura 1.7. Modelo conceptual de contaminación en el subsuelo causada por fugas de LNAPL y distribución multifásica en la subsuperficie



Fuente: Destaques adaptados de ITRC (2018, p. 21, traducción nuestra).

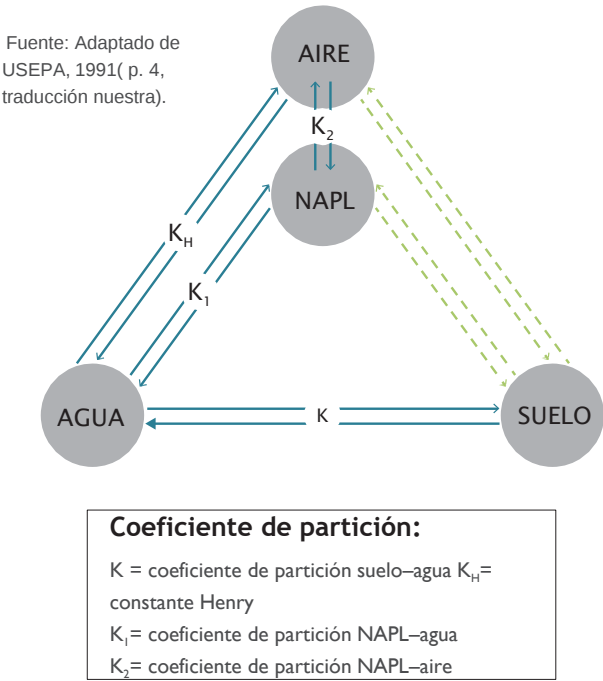
Figura 1.8. Modelo conceptual de contaminación subterránea causada por fugas de DNAPL y distribución multifásica en la subsuperficie. A la izquierda: distribución en depósitos no consolidados o rocas sedimentarias de permeabilidades variadas, en los que la migración de la SQI está controlada principalmente por la porosidad primaria (intergranular). A la derecha: roca sedimentaria fracturada, en la que la migración de la SQI está controlada por la porosidad secundaria y la difusión molecular entre la matriz y la fractura.



Fuente: Adaptado de Mackay; Cherry (1989, pp. 632 y 634, traducción nuestra).

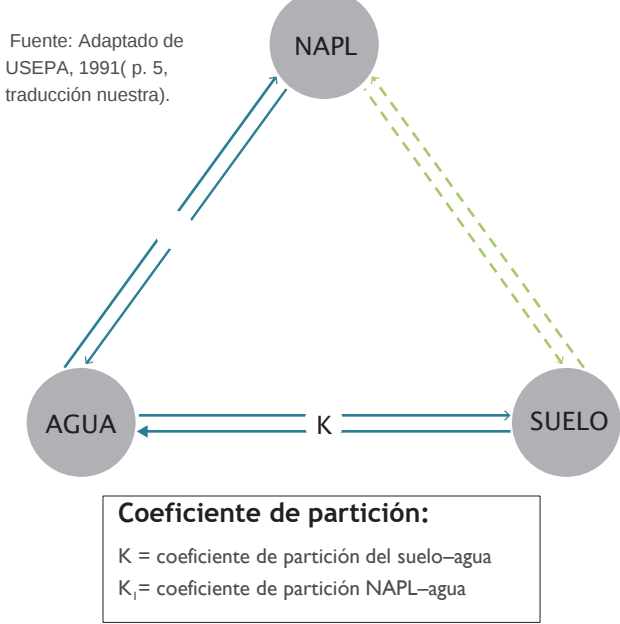
En el área no saturada, tanto el LNAPL como el DNAPL migran en función de las fuerzas gravitacionales (verticales) y capilares (verticales y horizontales). Teniendo en cuenta los cuatro compartimentos (suelo, agua, aire y NAPL), existen seis posibles mecanismos de partición de las fases de una SQI en la zona no saturada (figura 1.9).

Figura 1.9. Potencial distribución de un NAPL de cuatro fases en una zona no saturada



En la zona saturada, los LNAPL tienden a extenderse lateralmente a medida que alcanzan la franja capilar, mientras que los DNAPL tienden a migrar verticalmente hasta alcanzar alguna barrera física de menor permeabilidad, como acuíferos arcillosos, e iniciar un flujo lateral a lo largo del contacto litológico. Teniendo en cuenta los tres compartimentos (suelo, agua y NAPL), son posibles tres mecanismos de partición de las fases de una SQI en la zona saturada (figura 1.10):

Figura 1.10. Potencial distribución potencial de un NAPL en tres fases en una zona saturada

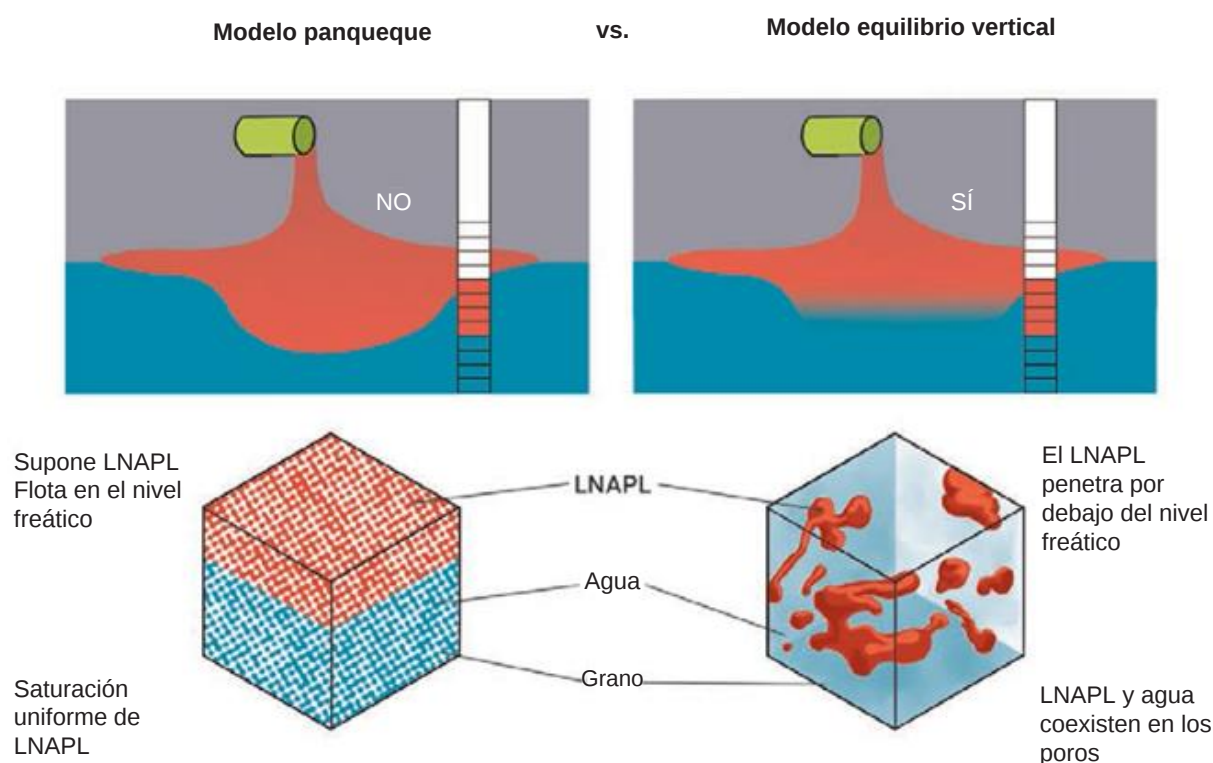


La masa de las SQI puede distribuirse en fase móvil (NAPL libre y fase disuelta) y fase inmóvil (NAPL retenida y fase sorbida). La fase inmóvil puede disolverse por el paso del agua por los poros y movilizarse.

La geometría del NAPL en fase libre varía significativamente según las propiedades físico-químicas de las SQI. Un error común en los modelos conceptuales es suponer que los LNAPL flotan en el nivel freático, o franja capilar, adoptando la forma de un panqueque. Parte del LNAPL penetra por debajo de este nivel, donde se produce la distribución vertical y la dispersión

lateral (**figura 1.11**). Además, una parte de los poros puede no estar completamente rellena por LNAPL, lo que da lugar a la coexistencia de LNAPL y agua en los poros. En general, se espera que la migración de LNAPL sea mayor en la dirección del flujo de agua subterránea. Sin embargo, la migración puede ocurrir inicialmente en otras direcciones, en respuesta a los gradientes hidráulicos y debido a la cantidad de LNAPL. Una acumulación relativamente grande de LNAPL puede provocar la compresión o el colapso de la franja capilar e incluso la depresión del nivel freático.

Figura 1.11. Modelo incorrecto (“panqueque”) comparado con el modelo real de equilibrio vertical



Fuente: Adaptado de ITRC (2013, p. 32, traducción nuestra).

Los DNAPL en volúmenes superiores al volumen potencialmente retenido en la zona no saturada sufren migración vertical y, al ser más densos que el agua, continúan migrando verticalmente incluso después de alcanzar el nivel del agua, hasta llegar a una capa menos permeable. Tanto en la zona no saturada como en la zona saturada puede formarse una compleja red de vías preferenciales debido a las fisuras, fracturas, juntas y otras discontinuidades estructurales de las unidades litológicas.

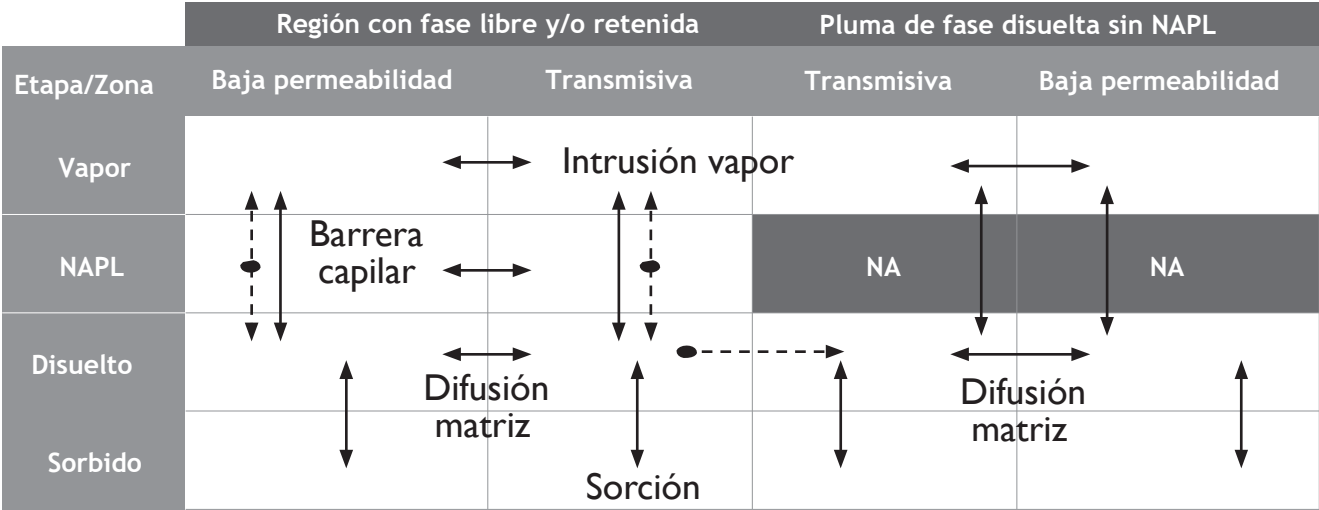
Incluso un pequeño volumen de DNAPL puede fluir rápidamente a través de tales discontinuidades, alcanzando otras capas más permeables. Esta compleja distribución representa el mayor desafío en la caracterización de la distribución de la masa de DNAPL en un área. Otros caminos que pueden facilitar la migración vertical de los DNAPL son las ventanas estratigráficas, los pozos de sondeo sellados incorrectamente, los pozos de monitoreo y de abastecimiento sin revestimiento y/o sellados (USEPA, 1992).

¿Cuáles son las posibles vías de transferencia de masa entre fases de las SQI?

La **figura 1.12** muestra el modelo de 14 compartimentos de Sale y Newell (2011) que divide el área de estudio en dos regiones: 1) con fase libre y/o retenida;

2) pluma de fase disuelta sin presencia de NAPL. El modelo articula el potencial de transferencia de masa entre las 4 fases que pueden presentar las SQI y entre los medios geológicos de baja y alta permeabilidad (transmisiva).

Figura 1.12. Modelo de 14 compartimentos de distribución de fases y transferencia de masa de SQI. El modelo ayuda a comprender el ciclo de vida de un área y los objetivos de caracterización de la misma. Las líneas continuas indican flujos de masa reversibles y las líneas discontinuas indican flujos de masa irreversibles.



Fuente: Adaptado de ESTCP (2011, p. 7, traducción nuestra).

1.3 Caracterización del medio físico

¿Qué información sobre el medio físico del área en estudio es necesaria?

La información principal que se debe recopilar para elaborar el MCA incluye: datos geológicos, hidrogeológicos, hidrológicos, geomorfológicos y meteorológicos; determinar las concentraciones de las SQI en los distintos medios evaluados (p. ej., suelo, agua subterránea y gases en la zona vadosa); definir tridimensionalmente los límites de las plumas de contaminación; cuantificar las masas de las SQI teniendo en cuenta las diferentes fases en las que se encuentran (p. ej. fase líquida no acuosa, fase gaseosa, fase disuelta y fase adsorbida); caracterizar el transporte de las SQI en las diferentes unidades hidroestratigráficas y su evolución en el tiempo y caracterizar los escenarios de exposición necesarios para llevar a cabo la etapa de Evaluación de Riesgos (CETESB, 2017). Algunas referencias sugeridas para obtener esta información son CPRM (2022a, 2022b), INPE (2022) e INMET (2022).

La siguiente información se considera indispensable para garantizar la representatividad del MCA y la comprensión del medio físico del área objeto de estudio.

Geología y pedología

La caracterización del suelo y del sustrato rocoso es necesaria para comprender la naturaleza, el origen y la evolución de la matriz y del medio poroso representativos del área en estudio. Para ello, es necesario adquirir información sobre la geología regional (escalas de 1:1 000 000 a 1:50 000) y local (escalas de 1:10 000 a 1:100).

La información sobre la geología regional puede obtenerse mediante investigación bibliográfica, mapas geológicos regionales, teledetección, así como el reconocimiento de los lugares de afloramiento de las unidades hidroestratigráficas de interés. Dicha información puede obtenerse a partir de los trabajos de cartografía realizados por el Servicio Geológico de Brasil (CPRM) o de mapas interactivos disponibles en los portales de los organismos ambientales estatales.

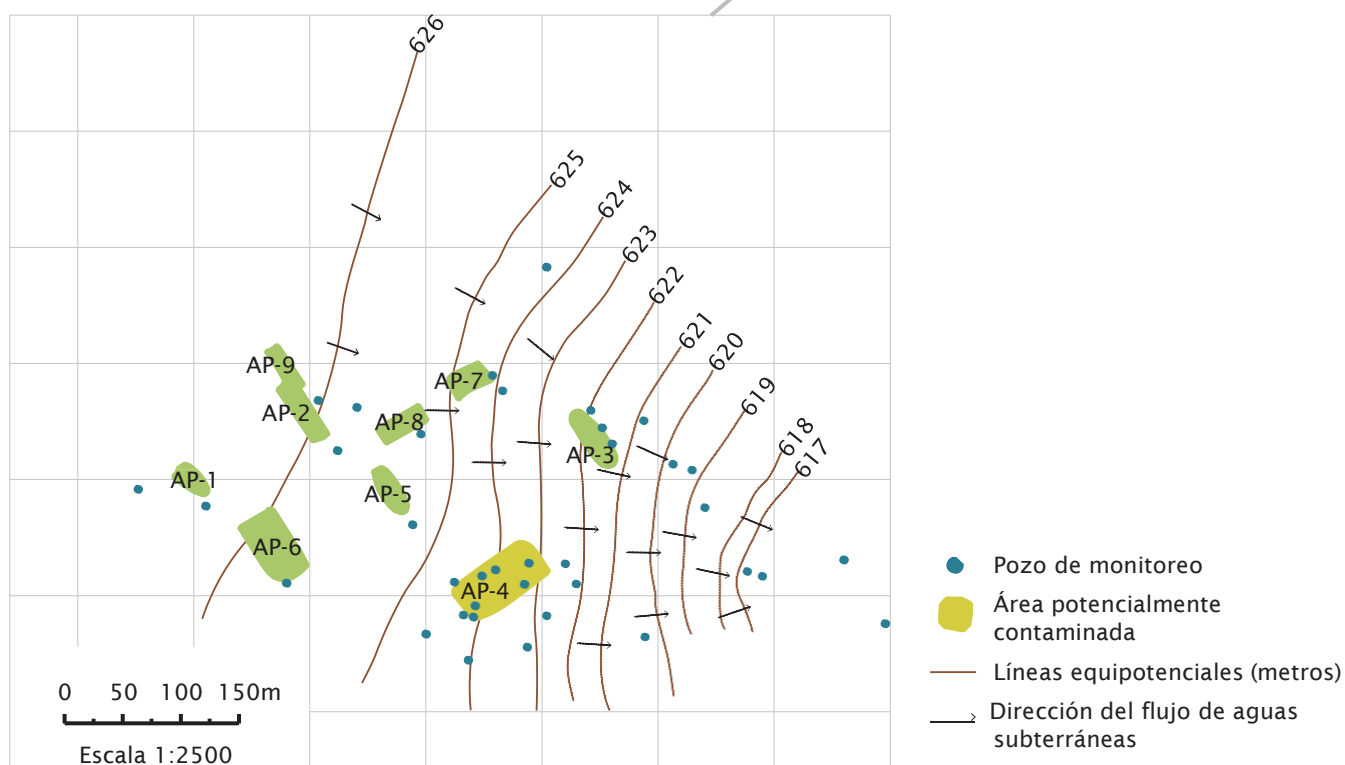
La información sobre la geología local se obtiene a partir de imágenes aéreas y perforaciones de reconocimiento en el área en estudio. Las perforaciones de

reconocimiento para investigaciones de carácter ambiental deben realizarse en los lugares indicados como fuentes potenciales y/o con sospecha de contaminación (CETESB, 2021; ASTM E1903-19, 2020). La información documentada en los perfiles de sondeo debe ayudar a comprender la hidroestratigrafía local, así como indicar la presencia de SQI en el suelo. Los perfiles de sondeo deben incluir:

- Las características físicas del suelo, la descripción de los horizontes pedogénicos, su distribución granulométrica, densidad bruta, densidad aparente, porosidad total, porosidad efectiva, permeabilidad y fracción de carbono orgánico. La clasificación del tipo de suelo debe cumplir con las normas técnicas aplicables (por ejemplo, ABNT NBR 6502:1995, ABNT NBR 15492:2007, ABNT NBR 6484:2020, ASTM D2487-17:2020, entre otras);
- Identificación de las heterogeneidades hidroestratigráficas existentes en la subsuperficie, incluyendo la descripción de los espesores de las unidades descritas y sus relaciones de contacto;
- Profundidad del nivel freático y del topo rocoso, cuando se intercepta, incluyendo la descripción del perfil de meteorización observado (Vaz, 1996).

La recopilación de información sobre el perfil litostratigráfico obtenida durante la realización de las perforaciones de reconocimiento debe integrarse en la descripción de la geología regional para la caracterización geológica del área en estudio. Se pueden emplear técnicas de estratigrafía de secuencias para sintetizar los sistemas de deposición y representar mejor las heterogeneidades de las unidades estratigráficas (USEPA, 2017a). La **figura 1.14** ilustra la interpretación de secciones geológicas elaboradas a partir de perforaciones de reconocimiento.

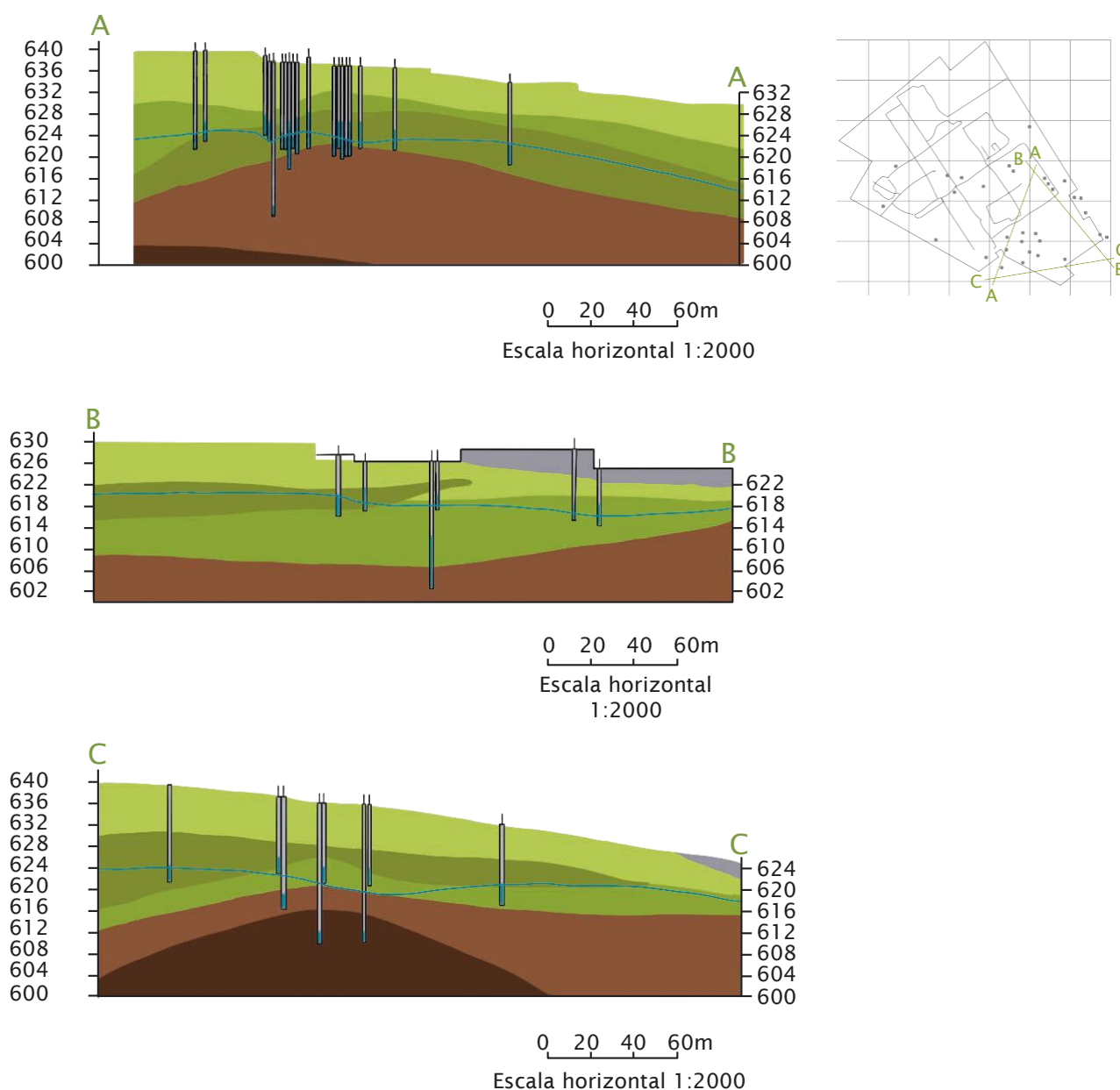
Figura 1.13. Ejemplo de mapa de localización de perforaciones de reconocimiento para la obtención de muestras de suelo e instalación de pozos de monitoreo. La descripción del perfil estratigráfico debe ser realizada por un profesional cualificado para supervisar la ejecución de las perforaciones.



Fuente: Adaptado de CUNHA (2010, p. 25).

Figura 1.14. Sección

geológica



- Manto de meteorización: Arena limosa fina con poca arcilla, baja plasticidad y humedad, de color marrón rojizo.
- Manto de meteorización: Limo arcilloso, con presencia de arena fina, estructuras de laminación, alta plasticidad, de color blanco, púrpura, rojo y gris amarillento.
- Manto de meteorización: Arena fina arcillosa con presencia de limo en la matriz, baja plasticidad, color amarillo y rojizo.
- Roca sana muy alterada: Limo arenoso (arena fina), compacto, con presencia local de planos de fracturación (reellenos) con una acentuada indicación. Su color es predominantemente amarillento, pero presenta algunas manchas púrpuras.
- Roca sana: Arenisca fina y compacta, de color gris blanquecino y amarillento. Nivel del agua.

Fuente: Adaptado de CUNHA (2010, p. 27).

La definición de los parámetros que influyen en el movimiento del agua subterránea en el acuífero es fundamental para el Modelo Conceptual del Área. Entre los elementos esenciales para comprender la hidrogeología de un área se incluyen:

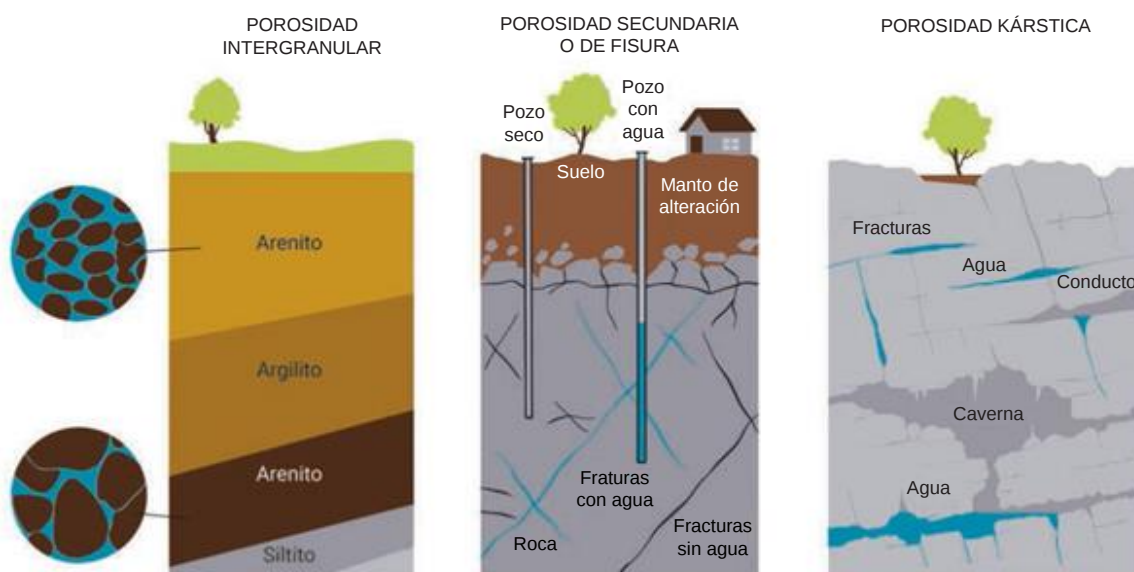
- Tipo de porosidad del acuífero (p. ej., intergranular, fisural o kárstica) (**figura 1.15**).
- Características del acuífero: permeabilidad, transmisividad, coeficiente de almacenamiento y almacenamiento específico. Dicha información puede obtenerse mediante la realización de ensayos hidráulicos en campo, tales como *slug test*, *bail test* y/o ensayos de bombeo y recuperación del nivel de agua.
- Definición de la dirección del flujo de agua subterránea: elaboración de un mapa potenciométrico a partir de la interpolación de las cargas hidráulicas medidas en los pozos de monitoreo con secciones filtrantes posicionadas en la misma unidad hidroestratigráfica (es decir, el mismo nivel acuífero).
- Gradiente hidráulico y velocidad del agua subterránea: cálculo de la velocidad real del agua subterránea entre dos puntos (**figura 1.16**) a partir del gradiente hidráulico horizontal entre dos puntos, utilizando la Ley de Darcy (**ecuación 1.7**).
- Unidades hidroestratigráficas: combinando los perfiles litoestratigráficos (**figura 1.14**) obtenidos en las perforaciones de reconocimiento

y en los datos de carga hidráulica, es posible caracterizar la hidroestratigrafía local definiendo las unidades de acuíferos y acuitardos de la zona.

Los elementos presentados en los puntos 1.1, 1.2 y 1.3 deben reunirse en una base de datos para alimentar figuras, mapas y organigramas que resuman las características e interacciones de cada componente del MCA. La organización de estos datos suele tener en cuenta su naturaleza (es decir, series temporales, información estática, etc.) o la disciplina a la que están asociados (p. ej. geología, hidrología, geoquímica, etc.). La base de datos se puede personalizar mediante el uso de software de organización de datos ambientales (por ejemplo: Earth Soft EQuIS) o en plataformas como Microsoft Access. Las tablas de datos más comunes que deben figurar en una base de datos de MCA incluyen:

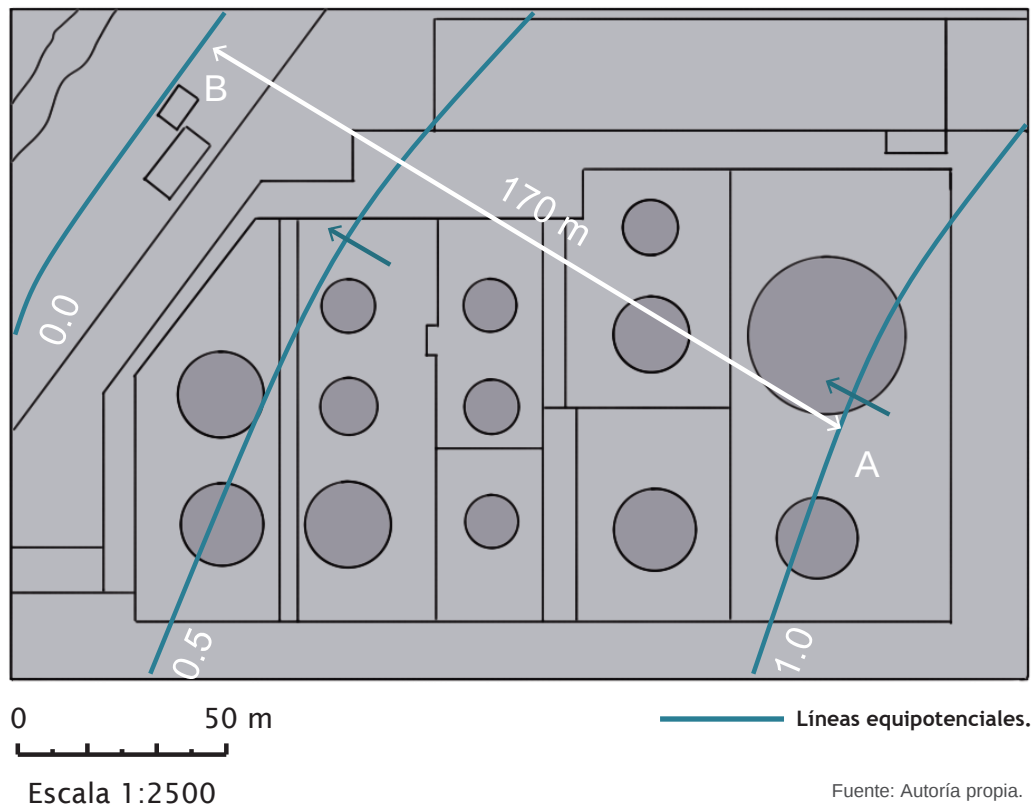
- Ubicación (coordenadas geográficas) de las perforaciones y pozos instalados;
- Topo y base de las unidades litoestratigráficas identificadas;
- Topo y base de los materiales utilizados (prefiltro, filtro, lechada de cemento y bentonita, sello de superficie, revestimientos, etc.) en la terminación de los pozos instalados;
- Series temporales de las cargas hidráulicas medidas y de los ensayos hidráulicos (por ejemplo: bombeo y recuperación).
- Serie temporal de las concentraciones de las SQI en suelos y aguas subterráneas.

A Figura 1.15. Diferentes tipos de porosidad en los acuíferos



Fuente: Adaptado de SMA (2012, p. 19).

Figura 1.16. Cálculo de la velocidad real del agua subterránea entre dos puntos en el área resaltada de un mapa potenciométrico



Ecuación

$$v_r = \frac{K}{n_{ef}} \frac{\Delta H}{\Delta L}$$

v_r = velocidad real del flujo advectivo de las aguas subterráneas (L/T)⁻¹

K = conductividad hidráulica del medio (L/T)⁻¹

n_{ef} = porosidad efectiva del medio (L^3/L^3)

ΔH = diferencia de cargas hidráulicas (p. ej. gradiente hidráulico horizontal) en la dirección del flujo del agua subterránea (L) entre los puntos A y B

ΔL = distancia horizontal entre los puntos A y B de medición de las cargas hidráulicas en la dirección del flujo del agua subterránea (L)

Ejemplo de cálculo de la velocidad a partir de la figura 1.16:

$$K = 3 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$$

$$n_{ef} = 20\%$$

$$\Delta H = 1 \text{ m}$$

$$\Delta L = 170 \text{ m}$$

$$v_r = \frac{3 \times 10^{-6}}{0,2} \frac{1}{170} = 8,8 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1} = 2,8 \text{ m.año}^{-1}$$

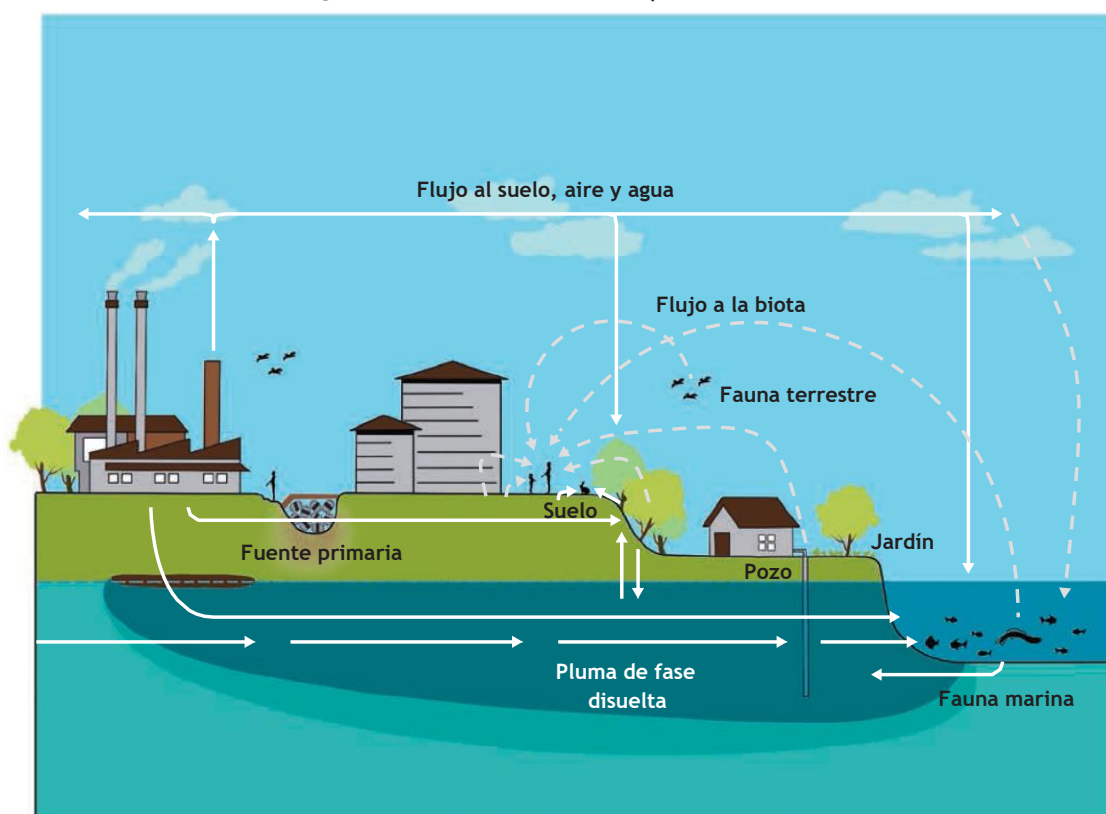
1.4 Articulación del Modelo Conceptual del Área

El punto de partida para la elaboración del MCA es determinar las fuentes de contaminación. Para ello, es necesario identificar y describir las fuentes de contaminación indicando su ubicación (externa o interna en el área evaluada) y sus límites; las SQI presentes o potencialmente presentes, las concentraciones medias de las SQI, así como las estimaciones de superficie y volumen de las fuentes, además de las tasas y mecanismos de liberación de las SQI en las fuentes. La

descripción debe tener en cuenta el potencial, la sospecha y la realidad de la fuente de contaminación (ABNT, 2022).

Una vez identificadas las principales fuentes de contaminación, las características de las SQI y las características del medio físico, el MCA puede articularse en secciones esquemáticas o diagramas de flujo o de proceso para indicar las vías de transporte y transformación de las SQI y sus respectivos medios afectados, como el suelo, los sedimentos, las aguas subterráneas, las aguas superficiales, el aire y la biota (McMahon et al., 2001; NJ- DEP, 2019; ASTM E1689, 2020; ABNT, 2022) (figura 1.17).

Figura 1.17. Medios afectados por la contaminación



Fuente: Autoría propia.

¿Qué medios pueden verse afectados por las SQI?

La atmósfera, la hidrosfera y sus interacciones comprenden los medios más dinámicos y cruciales para comprender el transporte de las SQI y los receptores afectados. Por ejemplo, las emisiones de SQI a la atmósfera pueden llegar al suelo, las aguas superficiales y las aguas subterráneas a través de eventos de precipitación (lluvias y nevadas) y recarga de acuíferos.

Las aguas superficiales y los sedimentos pueden verse afectados por la descarga directa de SQI procedentes de fuentes de contaminación o descargas de aguas subterráneas que contienen SQI disueltas. En estos casos, las

Las aguas superficiales y los sedimentos pueden incluirse en el programa de investigación y monitoreo ambiental, tal y como sugiere el NJDEP (2019).

Las SQI también pueden alcanzar a los receptores finales a través del contacto directo por inhalación de vapores. Las SQI en fase líquida o sólida, cuando se encuentran en la subsuperficie, pueden pasar a la fase de vapor y alcanzar la superficie del suelo y los receptores humanos y ecológicos.

Las SQI también pueden producirse en la biota, entre los seres vivos, la flora y la fauna que habitan un ecosistema determinado. Las SQI pueden ser absorbidas por la biota a través de:

- Bioacumulación, que se produce especialmente en entornos acuáticos en forma de:
 - Directa, cuando las SQI se asimilan a partir del medio ambiente (suelo, sedimentos, agua;
 - Indirecta, a través de la ingestión de alimentos que contienen SQI.
- Bioconcentración, que se produce dentro del organismo del individuo afectado, donde las SQI se absorben en concentraciones mayores que las concentraciones encontradas en el suelo, el agua, los sedimentos y el aire.
- Biomagnificación, que se produce cuando hay un aumento progresivo de la concentración de SQI en organismos vivos de un nivel trófico a otro a lo largo de la cadena alimentaria, acumulándose en un nivel trófico más elevado (IO-USP, 2022).

Muchos contaminantes orgánicos y lipofílicos encontrados en suelos o sedimentos contaminados pueden bioacumularse y bioconcentrarse en organismos como el plancton, los gusanos o los herbívoros, y biomagnificarse en organismos como peces carnívoros, mamíferos o aves. De este modo, el movimiento de la biota contaminada también puede representar un vector de transporte de las SQI.

Delimitación de los medios afectados

La delimitación tridimensional de los medios afectados depende de la identificación y localización de las fuentes de contaminación en el área de estudio y sus alrededores, y de la identificación de las SQI presentes en los respectivos medios afectados (por ejemplo, aguas subterráneas, aguas superficiales, suelo, sedimentos, biota y atmósfera). La delimitación requiere

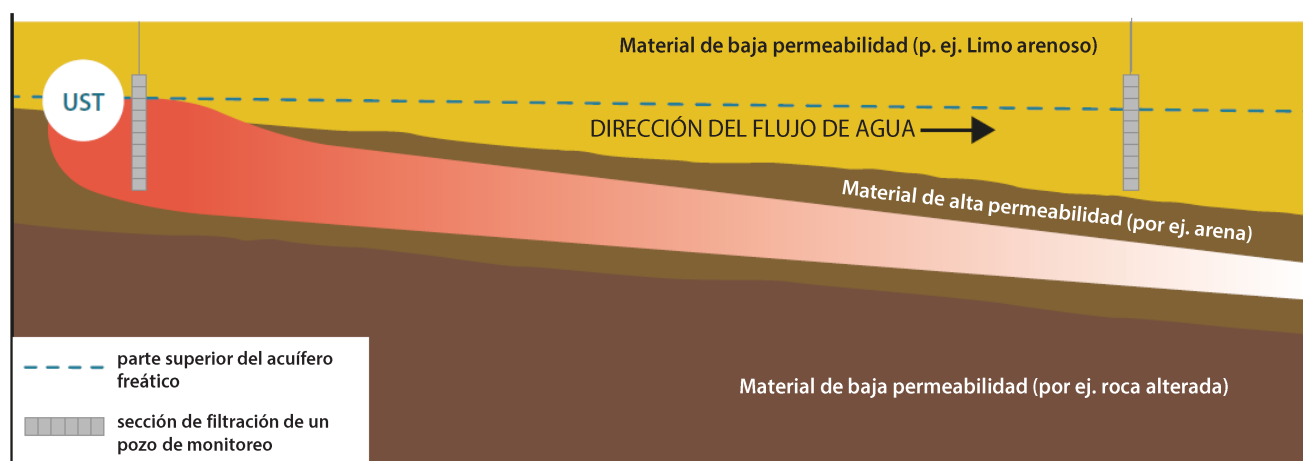
estimaciones de las dimensiones espaciales del área afectada, las concentraciones medias de las SQI y los mecanismos y tasas de liberación de las SQI de las fuentes a los medios afectados (ABNT, 2022). Las ecuaciones de partición química deben utilizarse especialmente para identificar escenarios en los que las SQI puedan estar presentes como fase líquida no acuosa.

La delimitación de los medios afectados puede documentarse mediante un manuscrito con el apoyo de tablas, mapas, gráficos o diagramas para describir las SQI conocidas (por ejemplo, documentadas a partir de registros de uso, almacenamiento, fuga o infiltración en los medios afectados) e hipotéticas (es decir, basadas en el tipo de actividad realizada en el área), la extensión horizontal y vertical de las SQI detectadas en todos los medios afectados, las concentraciones y los mecanismos de transporte de las SQI en el área estudiada. Se recomienda

actualizar y revisar continuamente la delimitación de los medios afectados a medida que se recopilen nuevos datos o en cada etapa de actualización del MCA.

Las limitaciones y premisas relativas a la caracterización de los medios afectados deben documentarse teniendo en cuenta las incertidumbres intrínsecas al método de caracterización utilizado (por ejemplo, perforaciones, perfiles, imágenes geofísicas, etc.). Dichas incertidumbres deben tener en cuenta la representatividad de la red de monitoreo instalada, las muestras recogidas, la heterogeneidad del medio poroso y las complejas interacciones entre las SQI y los medios afectados. La caracterización de las vías preferenciales de flujo de agua subterránea en cuanto a sus controles estratigráficos o estructurales, por ejemplo, constituye un desafío importante durante las fases de investigación e instalación de pozos de monitoreo (figura 1.18).

Figura 1.18. Importancia de una caracterización adecuada del emplazamiento: el pozo de monitoreo aguas abajo no detecta la contaminación que se transporta a través de una capa acuífera más profunda.



Fuente: NJDEP (2019, p. 16, traducción nuestra).

Las fuentes potenciales de liberación de vapores y las vías preferenciales de migración de los vapores también deben delimitarse para ayudar a elaborar el plan de muestreo del suelo. Algunos factores que pueden afectar la migración de vapores incluyen: cambios de fase de la SQI, partición, difusión y advección, clima y presencia de barreras hidráulicas o reactivas (GOUVÊA JÚNIOR et al., 2016).

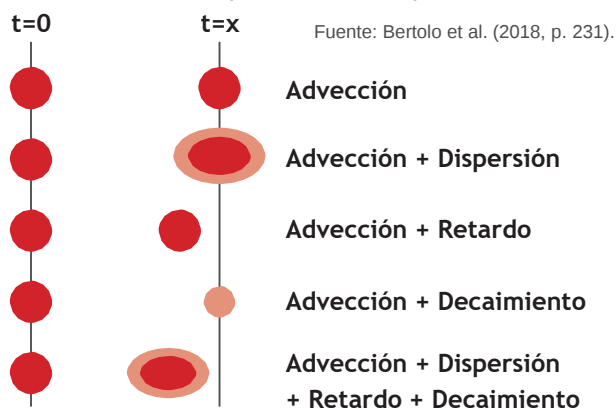
La delimitación de las SQI en las aguas superficiales y los sedimentos debe tener en cuenta los posibles escenarios que puedan suponer un riesgo para la salud humana o el ecosistema. Para ello, es necesario identificar los organismos sensibles presentes en estos medios, evaluar la calidad del agua superficial y los sedimentos, y los mecanismos de deposición y transporte de los sedimentos afectados. Cabe destacar también la importancia de comprender los productos de degradación de las SQI y los posibles escenarios de riesgo resultantes. Por ejemplo, los productos de degradación de determinados compuestos orgánicos incluyen sustancias relativamente más volátiles que los compuestos degradados, lo que puede suponer un aumento del riesgo para los receptores.

Transporte de las SQI en aguas subterráneas

¿Qué mecanismos de transporte controlan la distribución de las SQI en aguas subterráneas?

Los principales mecanismos de transporte en medios saturados implican procesos físicos, químicos, hidrodinámicos y bioquímicos que ocurren simultáneamente. Entre los principales objetivos de la comprensión de estos mecanismos se encuentran la predicción del tiempo que tardará un determinado contaminante en llegar a un receptor y la concentración de dicho contaminante al llegar a él. La **figura 1.19** ilustra la combinación de estos mecanismos en un acuífero homogéneo.

Figura 1.19. Diagrama que ilustra los fenómenos físicos, hidrodinámicos y bioquímicos que se producen simultáneamente en el proceso de transporte



Advección

El transporte advectivo de SQI disueltas en el agua subterránea es función de la velocidad media real del agua subterránea, según lo descrito por la Ley de Darcy (véase la **ecuación 1.7**). La velocidad media del agua subterránea es la referencia para determinar la velocidad real del centro de masa de la pluma de determinada SQI en fase disuelta.

Dispersión

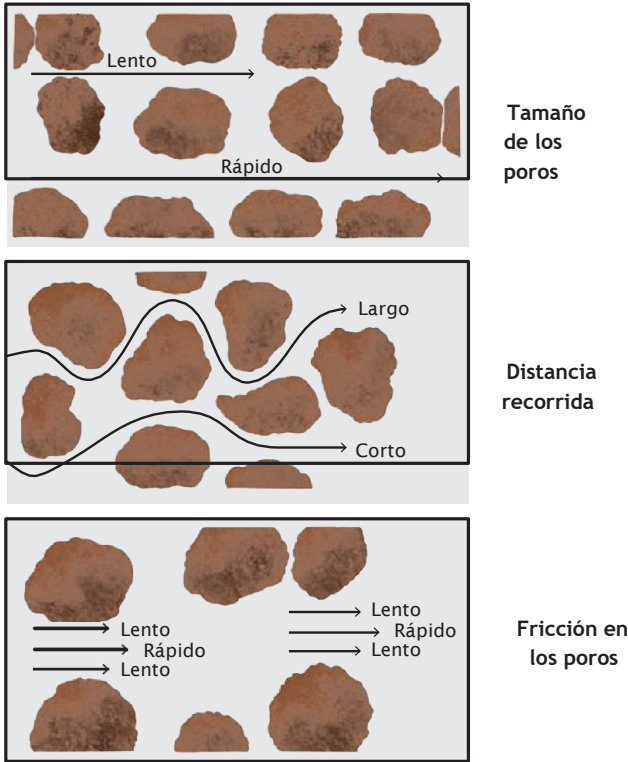
A medida que el agua subterránea y las SQI disueltas migran a través del acuífero, se produce una dispersión de masa de SQI longitudinal y transversal con respecto a la dirección del flujo del agua subterránea.

En general, la dispersión mecánica de las SQI es controlada por la distribución y geometría de los poros hidráulicamente activos (es decir, aquellos cuya conexión permite el flujo del agua subterránea), por la estratificación (por ejemplo, la continuidad y uniformidad) intraformacional del medio poroso y por la permeabilidad inter e intraestratos. La heterogeneidad del medio poroso provoca la dispersión mecánica y se produce a varias escalas:

- microscópica (poro a poro), relativa a la distribución del tamaño y la geometría de los poros;
- macroscópica (pozo a pozo), relativa a estructuras como las estratificaciones;
- megascópica, relativa a las diferentes formaciones geológicas y a la geometría del yacimiento.

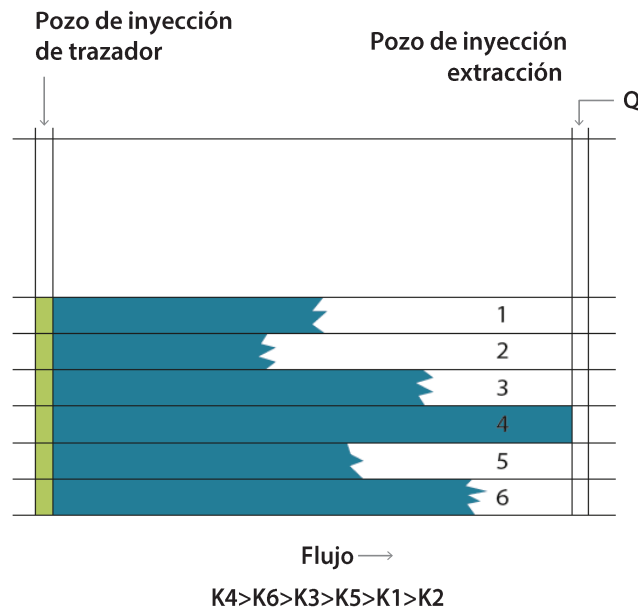
La configuración geométrica del medio poroso provoca variaciones locales en la velocidad del agua subterránea, lo que da lugar a la mezcla de solutos y su dispersión espacial. Como resultado, algunas moléculas de SQI se mueven más rápidamente que otras (**figura 1.20**). El agua y los solutos pueden elegir caminos más rápidos y cortos, o lentos y largos, en su desplazamiento por el medio poroso, como resultado del tamaño de los poros, la tortuosidad del medio y la fricción del agua con los sólidos. A escala macroscópica, las diferentes capas geológicas estratificadas dan como resultado una conductividad hidráulica media para el conjunto; sin embargo, a escala mesoscópica, el agua circula a mayor velocidad en una capa de mayor conductividad hidráulica relativa (**figura 1.21**).

Figura 1.20. Factores responsables de la dispersión mecánica a escala de poros



Fuente: Adaptado de Fetter (2014, p. 444).

Figura 1.21. Dispersión mecánica promovida por capas geológicas con diferentes conductividades hidráulicas (escala de pozo). Un pozo de extracción que atraviesa seis capas de diferentes conductividades hidráulicas induce un transporte más rápido del trazador inyectado en la capa más permeable.



Fuente: Bertolo et al. (2018, p. 232).

La dispersión mecánica se caracteriza por el parámetro “a”, denominado “dispersividad del medio” (Bear, 1972). La cuantificación de la dispersión total unidimensional tiene en cuenta la dispersión mecánica y la difusión molecular del soluto (generalmente insignificante en medios relativamente más permeables), tal y como se representa en la **ecuación 1.8**:

Ecuación 1.8

$$D_x = a_L v_x + t D_m$$

D_x = dispersión longitudinal [$L^2 T^{-1}$]

a_L = dispersividad longitudinal del medio [L]

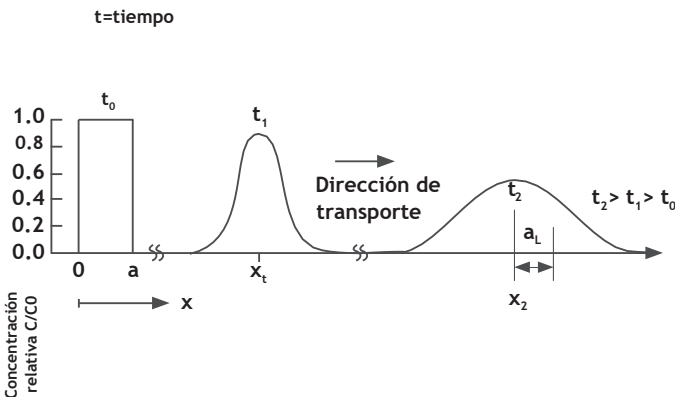
v_x = velocidad del flujo advectivo [LT^{-1}]

t = tortuosidad (varía entre 1,3 y 1,5) [LL^{-1}]

D_m = coeficiente de difusión en aguas subterráneas [$L^2 T^{-1}$]

En comparación con el transporte advectivo, la dispersión da lugar a una disminución de la concentración de SQI por unidad volumétrica de la unidad hidroestratigráfica, pero no hay disminución de la masa de SQI como resultado de la acción del fenómeno. La dispersión en la dirección del flujo (dispersión longitudinal) se ilustra en la **figura 1.22**.

Figura 1.22. Transporte y dispersión unidimensional de un soluto con el tiempo debido a la advección y la dispersión. Una masa de soluto se introduce instantáneamente en el acuífero en un tiempo t_0 sobre un intervalo $x = 0 + a$. El resultado de la concentración inicial es C_0 . En el proceso de dispersión, la concentración máxima disminuye con el tiempo, como se muestra en los tiempos t_1 y t_2 . El modelo de dispersión hidrodinámica muestra que las curvas de concentración tendrán una distribución gaussiana.



Fuente: Fetter (2014, p. 446, traducción nuestra).

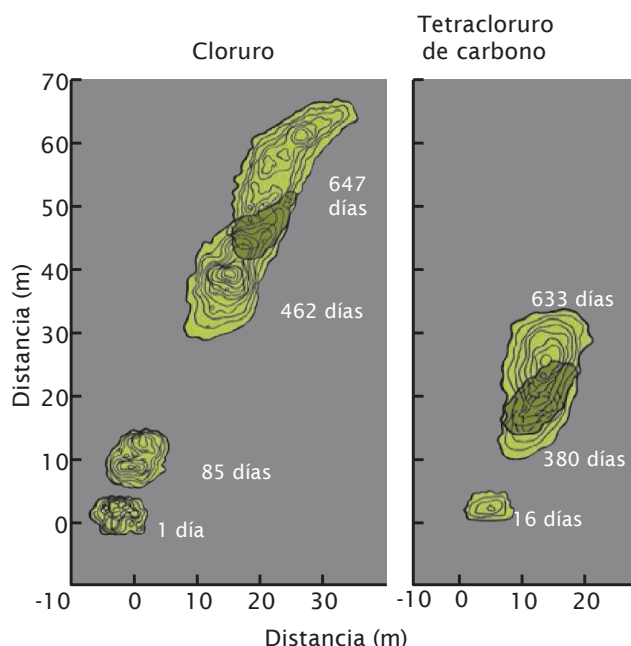
La dispersividad de una formación acuífera se obtiene a partir de ensayos de inyección de trazadores, lo que requiere una alta densidad de puntos de monitoreo. La dispersividad se utiliza normalmente como parámetro de calibración de modelos matemáticos y también puede estimarse a partir del tamaño de la pluma de contaminación en fase disuelta (XU y ECKSTEIN, 1995).

Retardo

Los procesos que tienen lugar en el transporte de solutos en aguas subterráneas, en los que los solutos se mueven a velocidades inferiores a la del flujo advectivo, se denominan procesos de retardo (FETTER et al., 2018). Esto se debe a que los solutos disueltos en el agua subterránea están sujetos a la adsorción en minerales o partículas de carbono orgánico.

El efecto de retardo se muestra en la **figura 1.23**, en la que se inyectaron dos trazadores diferentes en el acuífero en un mismo punto: uno conservativo, el cloruro, y otro no conservativo, el tetracloruro de carbono. La pluma de contaminación en fase disuelta del cloruro se mueve más rápidamente que la pluma de tetracloruro de carbono, que tiene parte de su masa retenida por el material geológico del acuífero.

Figura 1.23. Efectos del retardo sobre plumas de contaminación en fase disuelta de trazadores conservativos (cloruro) y no conservativos (tetracloruro de carbono)



Fuente: Mackay et al. (1986, p. 2026, traducción nuestra).

La estimación del retardo en la velocidad del soluto transportado debe tener en cuenta la velocidad del flujo advectivo y el factor de retardo (**ecuación 1.11**).

Ecuación 1.11

$$v_{SQI} = \frac{v_r}{R}$$

v_{SQI} = velocidad del SQI [LT^{-1}]

v_r = velocidad real del agua subterránea [LT^{-1}]

R = factor de retardo (adimensional)

El factor de retardo, por su parte, representa en qué medida la velocidad del soluto es menor que la velocidad del flujo advectivo, y es función de las propiedades de la matriz de formación (**ecuación 1.12**).

Ecuación 1.12

$$R = 1 + (p_b/n) K_d$$

R = factor de retardo (adimensional)

p_b = densidad bruta del material geológico no deformado [ML^{-3}].

n = porosidad total [L^3/L^3]

K_d = coeficiente de partición entre el suelo y el agua [L^3/M]

El coeficiente de partición entre el suelo y el agua (K_d) representa la afinidad de una SQI para permanecer disuelta en el agua o para ser retenida por las fuerzas de adsorción del material geológico (**ecuación 1.13**).

Ecuación 1.13

$$K_d = \frac{S}{C}$$

K_d = coeficiente de partición entre el suelo y el agua [$L^3 M^{-1}$]

S = concentración de la SQI en el suelo [$M_{Cl} M_{suelo}^{-1}$]

C = concentración de SQI en el agua [$M_{Cl} L^{-3}$]

Normalmente, cuando la SQI es de naturaleza inorgánica, el K_d se obtiene a partir de ensayos de laboratorio tipo *batch tests* (FETTER et al., 2018). Sin embargo, cuando la SQI es una sustancia orgánica, el K_d se evalúa en función del coeficiente de partición entre el carbono orgánico y el agua (K_{oc}) y el contenido de carbono orgánico del suelo (f_{oc}), como se muestra en la **ecuación 1.14**.

Ecuación 1.14

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_d = coeficiente de partición entre el suelo y el agua [$L^3 M^{-1}$]

K_{oc} = coeficiente de partición entre el carbono orgánico y el agua [$L^3 M^{-1}$]

f_{oc} = fracción de carbono orgánico en el suelo [%]

Los investigadores evaluaron una serie de parámetros para estimar los valores de K_{oc} y el coeficiente de partición más utilizado suele ser el octanol-agua (K_{ow}). Algunas de las ecuaciones utilizadas en estos cálculos se presentan en FETTER et al. (2018) y también pueden consultarse en bases de datos online o en la EPI Suite de la USEPA (2022b).

Decaimiento

La disminución de la masa de contaminantes en el acuífero como resultado de los fenómenos de decaimiento puede cuantificarse a partir de su concentración en el tiempo $t=0$ y su tasa constante de decaimiento (**ecuación 1.15**).

Ecuación 1.15

$$C_t = C_0 e^{-\lambda t}$$

C_t = concentración en el tiempo t [ML^{-3}]

C_0 = concentración en el tiempo $t=0$ [ML^{-3}]

λ = tasa de decaimiento [T^{-1}]

t = tiempo [T]

La tasa constante de decaimiento (λ) depende de una serie de factores, especialmente en las reacciones de biodegradación, entre los que se encuentran la densidad celular de los microorganismos activos en la biopelícula y la concentración del contaminante. La tasa puede obtenerse en el campo, mediante el monitoreo y la observación de la disminución de las concentraciones a lo largo del tiempo, pero también en laboratorio, a través de ensayos experimentales para obtener el tiempo de vida media del compuesto químico en degradación (**ecuación 1.16**). Wiedemeier et al. (1999) presentan otros métodos prácticos para estimar la constante de decaimiento a partir de datos obtenidos en campo que tienen en cuenta datos de velocidad advectiva, dispersión, retardo y geometría de la pluma de contaminación en fase disuelta.

Ecuación 1.16

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

$t_{1/2}$ = vida media de la SQI [T]

λ = tasa de decaimiento [T^{-1}]

Destino de las SQI

¿Qué procesos controlan el destino de las SQI en la subsuperficie?

Además de los mecanismos de transporte presentados anteriormente, la combinación de procesos físicos, químicos y biológicos controla la distribución de las concentraciones de las SQI y, con el tiempo, da lugar a la transformación de las SQI parentales en otras SQI. A continuación se ofrece una breve descripción de estos mecanismos.

Dilución

Algunos ejemplos de procesos de dilución son:

- Recarga en unidades hidroestratigráficas con SQI.
- Mezclas de aguas de unidades hidroestratigráficas que contienen una alta concentración de SQI con aguas de unidades hidroestratigráficas que contienen una baja concentración de SQI o ninguna SQI.
- Descarga de aguas subterráneas en recursos hídricos superficiales.

Difusión

Proceso por el cual los compuestos disueltos en una solución determinada migran de un lugar a otro en función del gradiente de concentración de los solutos, según lo establecido por la Ley de Fick (**ecuación 1.17**).

Ecuación 1.17

$$J = D \frac{dC}{dx}$$

J = difusividad o flujo difusivo a través de una sección [$ML^{-2} T^{-1}$]

D = coeficiente de difusión [$L^2 T^{-1}$]

dC/dx = gradiente de concentración [$ML^{-3} L^{-1}$]

Se trata de un mecanismo que da lugar a velocidades muy lentas de desplazamiento de los solutos. En acuíferos sedimentarios no consolidados, la difusión se produce predominantemente en la interfaz entre unidades hidroestratigráficas contiguas que presentan contraste de permeabilidad. En acuíferos fracturados, la difusión se produce principalmente en la interfaz entre el plano de las fracturas y la matriz rocosa. Teniendo en cuenta que la escala espacial y temporal de este mecanismo varía en torno a unos pocos centímetros en algunas décadas, el muestreo de campo requiere una alta resolución espacial y una amplia cobertura temporal para identificarlo correctamente.

A medida que la pluma de contaminación en fase disuelta se extiende por el acuífero, los contaminantes disueltos transportados por advección a través de zonas de mayor permeabilidad tienden a invadir lentamente las zonas de menor permeabilidad en función del gradiente de concentración. El almacenamiento de solutos en zonas de menor permeabilidad puede ser temporal (algunas décadas), si las concentraciones en las zonas de mayor permeabilidad disminuyen debido a medidas de remediación o procesos combinados de atenuación natural. En este escenario, la dirección del gradiente de concentraciones se invierte, configurando el proceso de difusión inversa (*back diffusion*). El proceso de *back diffusion* fue documentado en video por Doner y Sale (2010).

La investigación del almacenamiento de solutos en medios menos permeables requiere la obtención de datos de alta resolución espacial. En algunos casos, se necesitan herramientas de modelización analítica o numérica para determinar la duración de estos procesos y descubrir si existe la posibilidad de actuar conjuntamente con otros procesos de atenuación, como la dilución y/o la degradación.

Adsorción

El mecanismo de adsorción ralentiza el transporte advectivo de las SQI disueltas en las aguas subterráneas o inmoviliza los solutos en la superficie de la matriz de formación reteniendo moléculas e iones, tanto para los compuestos orgánicos como para los inorgánicos (KEHEW, 2001; BOULDING y GINN, 2003).

Los principales materiales adsorbentes del suelo son los minerales arcillosos, los óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, y la materia orgánica. La variabilidad de adsorción depende, entre otros factores, del pH y del potencial redox (Eh) de la solución, de la cantidad de materia orgánica, de la temperatura de la matriz y de la concentración de sólidos adsorbidos y de iones libres. Los valores de pH y Eh pueden modificar las propiedades de la superficie adsorbente, haciéndola más o menos atractiva para los iones en solución (DREVER, 1997).

Volatilización

Aunque no es un método para destruir los contaminantes, la volatilización es un mecanismo importante para atenuar las SQI en la subsuperficie. La partición de SQI, como se describe en el punto 1.2, es una función de la constante de Henry (**ecuación 1.5**) y puede variar en órdenes de magnitud.

Otro factor responsable de la volatilización de SQI es la temperatura en la subsuperficie.

Reacciones ácido-base

Las reacciones ácido-base implican la transferencia de iones de hidrógeno entre reactivos y productos en función del pH de la solución. Estas reacciones pueden movilizar o inmovilizar SQI, principalmente sustancias inorgánicas, entre las fases sólida y disuelta.

Precipitación y disolución

Los procesos de precipitación y disolución de SQI en la subsuperficie dependen de la solubilidad de cada SQI en solución, así como de los procesos de cosolubilidad entre las sustancias presentes.

Reacción redox

Las reacciones de oxidación y reducción se producen mediante la transferencia de electrones de un átomo a otro (APPELO y POSTMA, 2005), de modo que los reactivos se identifican entonces como donantes o receptores de electrones (KEHEW, 2001).

Las variaciones del potencial redox (Eh) afectan a la especiación química de las SQI inorgánicas (por ejemplo, plomo, cobre, zinc, níquel, cromo, arsénico y selenio) al cambiar su estado de oxidación. La especiación química, a su vez, influye en la movilidad y biodisponibilidad de las SQI. Metales como el plomo, cobre, zinc, níquel y cromo presentan una fuerte asociación con óxidos de hierro, manganeso y azufre disueltos. En medios reductores (Eh bajo) y ácidos (pH bajo), estos metales se vuelven más solubles debido a la inestabilidad de las fases minerales. En cambio, el arsénico y el selenio se solubilizan en medios alcalinos.

Hidrólisis

La reacción de las SQI con el agua puede formar otras sustancias sin necesidad de transferencia de electrones desde fuentes externas, como en la sustitución del cloruro por hidróxido en compuestos orgánicos. Las reacciones de hidrólisis pueden dar lugar a SQI más tóxicas que las SQI originales.

Complexación

Esto se refiere a la formación de estructuras multiatómicas o complejas a partir de las interacciones de ligandos metálicos. Los metales complejos son menos susceptibles a la adsorción, la precipitación y las reacciones redox. Por

ejemplo, el cadmio disuelto es muy susceptible de adsorción en minerales arcillosos a pH neutro. Sin embargo, en presencia de iones cloruro, el cadmio interactúa con el hidróxido y reacciona con uno o más iones cloruro, formando complejos solubles estables que no se adsorben inmediatamente en los minerales de arcilla, lo que aumenta la movilidad del cadmio (ARTIOLA, 2004).

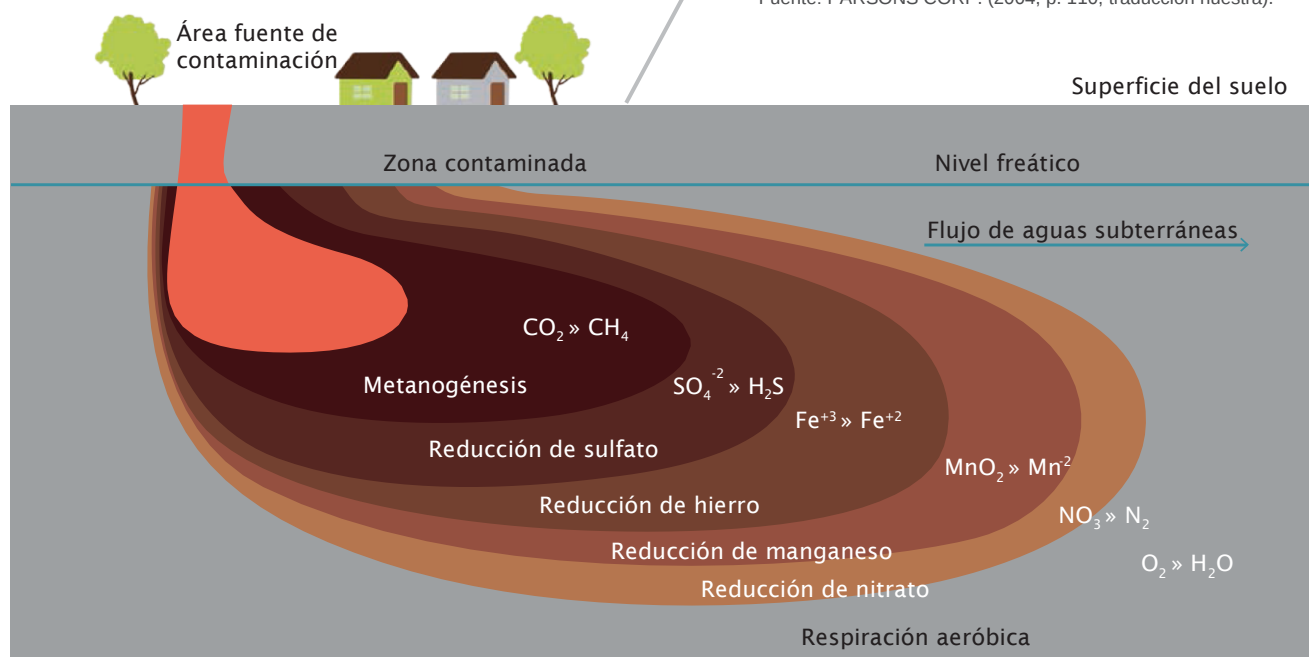
Deshalogenación reductiva

Configura la simple sustitución de un halógeno (cloro, flúor, bromo y yodo), anteriormente unido a un átomo de carbono, por un átomo de hidrógeno mediante la ganancia de un electrón. Los minerales presentes en la matriz del acuífero, como la magnetita, pueden favorecer la dehalogenización reductiva de ciertas SQI, en particular los compuestos orgánicos alifáticos (HE et al., 2015).

Biodegradación metabólica

Los procesos metabólicos microbianos, como la respiración, son capaces de utilizar contaminantes del suelo y de las aguas subterráneas (FETTER et al., 2018; BERKOWITZ et al., 2008) como fuentes de energía, de carbono (por ejemplo, crecimiento celular) o para el beneficio y mantenimiento de la actividad microbiana. Esto requiere la existencia de al menos uno de los siguientes elementos:

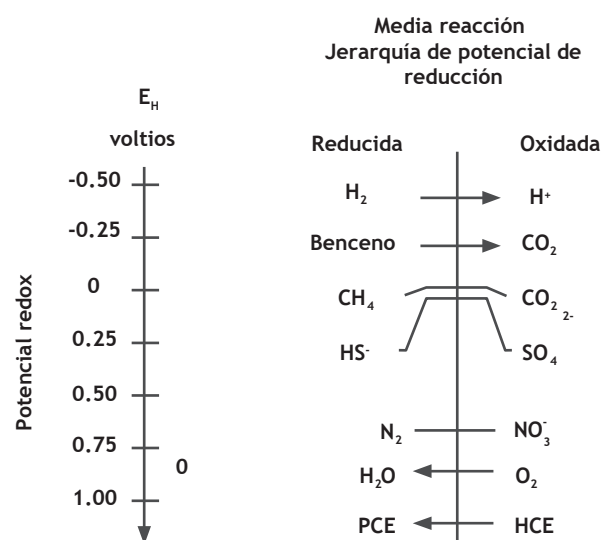
- Donante(s) de electrones.
- Receptor(es) de electrones, como oxígeno, nitrato, manganeso, hierro trivalente y sulfato.
- Nutrientes disponibles en el sistema.



La **figura 1.24** muestra importantes receptores y donantes de electrones y sus correspondientes valores Eh. La **figura 1.25** muestra la zonificación de los procesos de consumo de receptores de electrones en una pluma de contaminación de aguas subterráneas aguas abajo de un área fuente en condiciones anaeróbicas.

Figura 1.24. Potenciales de reducción de varias especies importantes en reacciones de biotransformación.

El concepto de electrón torre



Fuente: Wiedemeier et al. (1999, p. 177, traducción nuestra).

Figura 1.25. Zonificación de los procesos de consumo de receptores de electrones en una pluma de contaminación en fase disuelta

Fuente: PARSONS CORP. (2004, p. 110, traducción nuestra).

Biodegradación aeróbica

Se trata de procesos en los que el oxígeno actúa como receptor de electrones y las SQI como donantes de electrones. Suelen estar presentes en la degradación de hidrocarburos ligeros como el diésel.

Biodegradación anaeróbica

Se trata de procesos que no requieren la presencia de oxígeno, como la fermentación, la metanogénesis, la decoloración reductiva o las condiciones de Eh nitrato y sulfato reductoras. En estas condiciones, el nitrato, el sulfato, el dióxido de carbono y los óxidos de hierro y manganeso actúan como receptores de electrones, mientras que el hidrógeno actúa como donante de electrones. Estos procesos son especialmente eficaces en la degradación de compuestos orgánicos halogenados.

Cometabolismo

Incluyen procesos aeróbicos y anaeróbicos en los que los microorganismos no obtienen energía, no crecen ni se benefician de la degradación de determinadas SQI. Algunos microorganismos generan enzimas de forma natural y desencadenan reacciones que degradan las SQI en paralelo a su actividad metabólica.

Atenuación natural

La SQI puede presentar atenuación de las concentraciones a lo largo del tiempo debido a una combinación de los fenómenos de transporte y destino mencionados anteriormente.

En estudios sobre la atenuación natural de los contaminantes se utilizan tres vertientes principales (USEPA 1999, 2004):

I - Series históricas de concentraciones de SQI en fase disuelta que muestran una disminución a lo largo del tiempo en los puntos de monitoreo que representan la extensión lateral y vertical de la pluma de SQI.

II - Demostración indirecta de procesos de atenuación natural mediante datos hidrogeoquímicos del medio (por ejemplo, pH, Eh, oxígeno disuelto, especiación de hierro y manganeso, concentraciones de especies nitrogenadas, sulfato, sulfuro y cloruro) que indiquen si las condiciones son favorables para la degradación de las SQI. Incluye, cuando es posible, la cuantificación de la tasa de reducción de masa de SQI a través de los procesos de adsorción, dilución, volatilización y biodegradación.

III - Demostración directa de la existencia de un proceso de atenuación natural y de su capacidad para degradar determinadas SQI, ya sea a escala de banco (p. ej: experimentos con microorganismos utilizando muestras de suelo del área de estudio), pruebas piloto de remediación o a escala de campo. El objetivo es confirmar la existencia de microorganismos capaces de degradar una determinada SQI y si las condiciones ambientales son favorables para el crecimiento de estos microorganismos. La competencia entre microorganismos puede favorecer o desfavorecer la proliferación de las especies adaptadas o tolerantes al contaminante. La confirmación de la presencia de estos microorganismos requiere estudios de secuenciación genética. La biodegradación también puede inferirse mediante el análisis de isótopos estables en compuestos orgánicos específicos de determinados grupos de SQI.

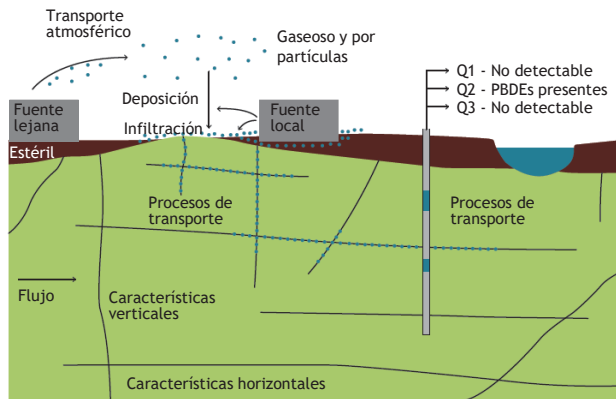
Modelización de transporte y destino de las SQI

La modelización de aguas subterráneas se refiere al conjunto de simulaciones de un sistema hidrogeológico que articula los principales elementos del balance hídrico de un MCA (es decir, la recarga, el bombeo, la descarga, la escorrentía superficial, etc.). Los modelos pueden ser conceptuales, físicos o matemáticos (**figura 1.26**):

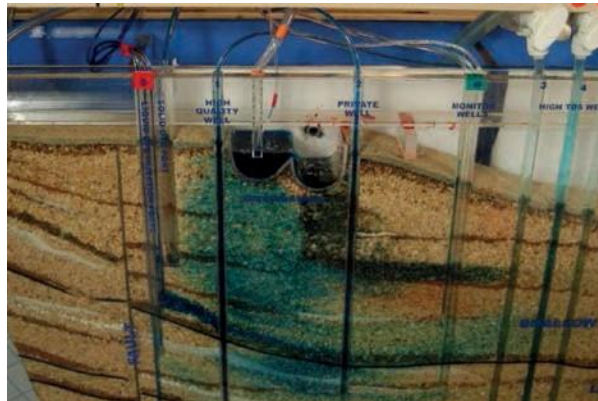
- **Modelos conceptuales:** son la representación escrita o gráfica de un sistema ambiental cuyos procesos físicos, químicos y biológicos determinan el transporte y destino de las SQI desde una determinada área fuente hasta los receptores (ASTM E1689, 2020);
- **Modelos físicos:** son instrumentos diseñados a escala reducida que permiten realizar pruebas en banco para simular fenómenos hidráulicos y de transporte de SQI;
- **Modelización matemática:** es una solución analítica o numérica que permite perfeccionar los modelos conceptuales y físicos para captar fenómenos multivariantes de mayor complejidad espacial y temporal (por ejemplo, un gran número de sustancias de interés coexistentes, o múltiples fuentes primarias y secundarias activas en distintos momentos).

La modelización matemática se destaca por su capacidad para predecir cuantitativamente las concentraciones de SQI y los futuros escenarios de riesgo, ayudando a los responsables legales a tomar decisiones estratégicas sobre la gestión del área impactada.

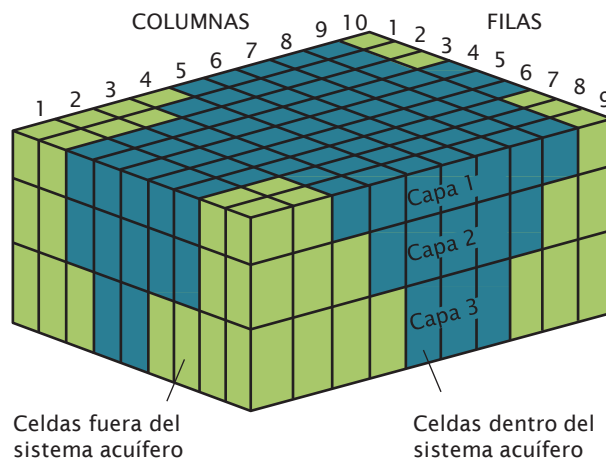
Figura 1.26. Ejemplos de modelos conceptuales, físicos y matemáticos de acuífero, respectivamente



Modelo conceptual gráfico de un área contaminada.



Modelo físico construido en tanque de arena mediante la inyección de colorantes.



Modelo numérico, con representación esquemática de las celdas volumétricas consideradas en el sistema acuífero según la geometría de las unidades hidrogeológicas.

¿Cuáles son las capacidades y limitaciones de los modelos matemáticos?

La previsión de escenarios mediante modelos matemáticos permite:

- Estimar el calendario pasado de infiltración de SQI en el sistema acuífero basándose en las concentraciones actuales y en los índices de descomposición y retardo actuales.
- Indicar la necesidad de recopilar datos adicionales teniendo en cuenta una determinada red de monitoreo actual.
- Prever el momento futuro en el que una determinada pluma de contaminación en fase disuelta

alcanzará la zona de captura de pozos de producción situados aguas abajo del área impactada.

- Predecir el desempeño futuro de los sistemas de remediación, como los sistemas de extracción de vapores, las barreras hidráulicas y las barreras reactivas. Comprender las limitaciones de un determinado modelo matemático es tan importante como obtener los resultados de las simulaciones realizadas. Por ejemplo, la disponibilidad de datos y la demanda computacional para ejecutar escenarios específicos pueden hacer que determinados modelos matemáticos resulten inviables.

¿Cómo saber si es necesario un modelo matemático?

Cuando el MCA y/o cualquier modelo físico son insuficientes para expresar las complejidades de un sistema acuífero dado con el fin de comprender los escenarios de riesgo, es necesario desarrollar un modelo matemático.

¿Cómo seleccionar un modelo matemático adecuado para el área de interés?

A la hora de realizar una representación matemática se deben tener en cuenta los siguientes puntos:

- Las preguntas a las que debe responder el modelo matemático (por ejemplo, ¿cuánto tiempo tardará la SQI en llegar a un pozo de captación?)
- El nivel de precisión necesario para responder a estas preguntas (p. ej: ¿1 o 10 años de error?);
- Las características naturales captadas en el MCA que se representarán en el modelo matemático (por ejemplo, ¿cuántas unidades hidrogeológicas se simularán?);
- Los fenómenos y procesos captados en el MCA que se representarán en el modelo matemático (p. ej: ¿sólo un modelo de flujo, o también un modelo de transporte?)
- Qué datos y frecuencia de recopilación de datos serán necesarios (por ejemplo, cargas hidráulicas, conductividad hidráulica, distribución espacial de las unidades hidrogeológicas, etc.);
- El presupuesto disponible para llevar a cabo el modelo matemático.

Los modelos matemáticos pueden ser de naturaleza determinista o estocástica (probabilística), como se describe a continuación.

- Son **deterministas** cuando los datos de entrada se basan en valores conocidos, obtenidos mediante observaciones sobre el terreno o pruebas de laboratorio, de modo que los datos de salida no presentan elementos de incertidumbre (por ejemplo, los errores de estimación tienen una distribución normal y una media igual a cero).
- Los modelos **estocásticos**, por su parte, se alimentan con datos de entrada añadidos a una varianza para captar la incertidumbre relacionada con una determinada característica física del modelo, de modo que los datos de salida presentan valores de incertidumbre para cada simulación realizada (p. ej. los errores de estimación presentan a veces una distribución asimétrica y una media distinta de cero) (CLEARY, 1989).

Otra distinción entre los tipos de modelos matemáticos es en cuanto a la variabilidad temporal simulada:

- **Modelos estacionarios:** son representaciones cuyos parámetros de entrada (concentraciones de sustancias de interés, recarga, inyección, infiltración, etc.) y de salida (concentraciones de SQI, descarga, bombeo, evapotranspiración, etc.) en el volumen de control (elemento finito) permanecen constantes a lo largo del tiempo.
- **Modelos transitorios:** tienen en cuenta eventos variables en el tiempo (interrupción de infiltración de SQI, estaciones lluviosas y secas, inyección o bombeo intermitente, etc.).

Los modelos matemáticos (**tabla 1.3**) se clasifican del siguiente modo:

- **Soluciones analíticas:** ecuaciones matemáticas que captan específicamente los fenómenos naturales de un acuífero dado, asumiendo una serie de condiciones, límites y supuestos. Las variables consideradas incluyen, entre otros factores, el número de dimensiones de la simulación, las condiciones de confinamiento del acuífero o incluso las variaciones temporales de la simulación. Las simulaciones probabilísticas, como el análisis de Monte Carlo, suelen ser más fáciles de incorporar a las soluciones analíticas que los modelos numéricos. Se dan ejemplos de soluciones analíticas en BEAR (1979), DOMENICO y SCHWARTZ (1998) y FETTER et al. (2018), y las ecuaciones también están disponibles en software como BIOSCREEN y BIOCHLOR (USEPA, 2021). Son modelos más sencillos y menos costosos que los modelos numéricos, y pueden ayudar a decidir si es necesario recopilar datos de campo adicionales antes de proceder a la modelización numérica.

- **Modelos numéricos:** algoritmos que aproximan los fenómenos naturales mediante una representación virtual de un acuífero subdividido en celdas. Los cálculos se realizan para cada elemento finito, o diferencia finita, creado siguiendo las mismas ecuaciones utilizadas por las soluciones analíticas. Los cálculos se realizan mediante una secuencia de iteraciones computacionales hasta que los resultados convergen en la solución. Estos modelos son más robustos y más costosos que las soluciones analíticas. Los modelos numéricos permiten la representación de un sistema acuífero en tres dimensiones y la inserción de heterogeneidades geológicas, lo que confiere al modelo una mayor precisión y confiabilidad en comparación con los resultados obtenidos a partir de modelos analíticos.

Tabla 1.3. Ventajas y desventajas de las soluciones analíticas y los modelos numéricos

Ventajas		Desventajas
Solución analítica	• Rápida ejecución • Bajo costo	• Limitado a las premisas y condiciones como homogeneidad del acuífero, estado estacionario
Modelo numérico	• Capacidad de sintetizar datos extensos y complejos, incluidos acuíferos heterogéneos y anisótropos en tres dimensiones	• Requiere una gran cantidad de datos para permitir la calibración • Costo elevado

¿Cuáles son las principales etapas en la elaboración de un modelo numérico?

Los principales pasos en la elaboración de un modelo numérico incluyen:

- Identificación de las condiciones de contorno
- Identificación de las condiciones iniciales
- Construcción del modelo
- Calibración y verificación: ajuste de los parámetros de construcción del modelo y comparación con los datos de campo
- Análisis de sensibilidad: evaluación del comportamiento del modelo en función de las condiciones de contorno, las condiciones iniciales, el tamaño de las cuadrículas y los parámetros físicos de entrada.
- Simulaciones.

¿Qué software y códigos están disponibles en el mercado de modelos numéricos?

Códigos:

- MODFLOW (USGS): disponible en las versiones 2000, 2005, 6, USG, Flex y NWT (MCDONALD; HARBAUGH, 1983)
- MT3D: algoritmo de transporte de contaminantes que incluye ecuaciones de difusión (ZHENG et al. 2012)
- MODPATH: algoritmo para el transporte de contaminantes y la determinación de rutas de flujo de solutos, zonas de captura, etc. (POLLOCK, 2016)
- PEST: algoritmo de estimación de parámetros, calibración automática y análisis de sensibilidad (DOHERTY; HUN, 2010)
- PATH3D, MODFLOWT, MODFLOW-SURFACT y otros.

Software e interfaces:

- Visual MODFLOW: utiliza métodos de diferencias finitas (WATERLOO HYDROGEOLOGIC Inc., 2020)
- GroundwaterVistas: utiliza métodos de diferencias finitas (RUMBAUGH; RUMBAUGH, 2004)
- FEFLOW: utiliza el método de los elementos finitos (DIERSCH, 2014)
- MIKE SHE: sistema que integra procesos hidrológicos de las aguas superficiales y subterráneas (ABBOTT et al., 1986)
- HydroGeoSphere: utiliza el método de volumen finito (BRUNNER y SIMONS, 2012).

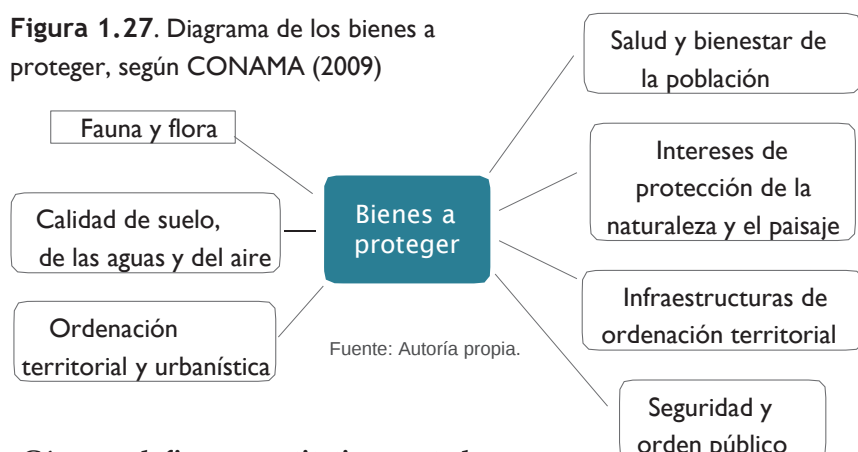
1.5 Definición del receptor y los bienes a proteger

Los receptores y bienes a proteger son el foco principal de los procedimientos y estudios para la protección de la salud humana y el medio ambiente y deben incluirse en la evaluación de riesgos del área. Pueden incluir a un individuo o grupo de individuos (humanos o no) y/o un activo ecológico expuesto a una o más SQI asociadas a una zona contaminada (CETESB, 2017).

Todas las directrices de la GAC -teniendo en cuenta todos los medios afectados (suelo, sedimentos, aguas subterráneas, aguas superficiales y atmósfera)- deben incluir una evaluación de los efectos de las SQI en los receptores reales o potenciales del área investigada.

El mapeo de los bienes a proteger (**figura 1.27**) en un área tiene una importancia sustancial para identificar los escenarios de exposición. Los elementos que deben componer estos escenarios son: una fuente de contaminación desde la que se liberan las SQI, sus vías de transporte y las rutas de entrada a los distintos tipos de receptores existentes. Los escenarios de exposición varían en función de la multifuncionalidad del uso local del suelo o del interés de su uso futuro.

Figura 1.27. Diagrama de los bienes a proteger, según CONAMA (2009)



¿Cómo se definen cuantitativamente los escenarios de riesgo?

Para establecer los escenarios de riesgo inicial para los receptores del área, es necesario recopilar e interpretar datos que permitan formular hipótesis sobre las características de la fuente de contaminación, los medios probables por los que podrían propagarse las SQI y su distribución espacial, con vistas a proteger a los receptores o bienes que podrían verse afectados.

Las Concentraciones Máximas Admisibles (CMA) para la remediación de un área deben representar valores que no supongan un riesgo para los receptores. Se calculan para cada SQI identificada, para cada medio impactado y para cada vía de exposición (CETESB, 2017).

Cabe señalar que, a la hora de identificar la presencia de receptores y sus posibles vías de exposición a las SQI, se deben tener en cuenta el uso actual y futuro del suelo en el área y el vecindario, así como las posibles SQI liberadas durante actividades anteriores.

¿Cuáles son los tipos de receptores?

Los receptores pueden ser humanos o ecológicos, como se describe en la **tabla 1.4**. Los receptores humanos son los individuos o la población

existentes en el lugar, según el uso y la ocupación del suelo; los ecológicos son todo el ecosistema involucrado en los escenarios de exposición identificados.

Además de estos receptores, es importante destacar cualquier punto de exposición existente en el área, como pozos de producción o suministros de agua. Los puntos de exposición son lugares en los que se produce o puede producirse la exposición de un receptor determinado a las SQI procedentes de una fuente de contaminación (CETESB, 2017). De este modo, deben identificarse todas las vías de exposición presentes y potenciales, tanto actuales como futuras, para todos los receptores presentes en el área y en cada unidad de exposición.

Tabla 1.4. Tipos de receptores comúnmente observados en un área investigada y/o contaminada

Receptores humanos	Receptores ecológicos
• Residentes rurales o urbanos, adultos o niños • Trabajadores comerciales o industriales • Trabajadores de la construcción civil	• Ríos, arroyos, lagos/lagunas, mar • Manantiales y sus alrededores • Manglares o hábitats sensibles • Reservas naturales nacionales • Fauna y flora diversa • Huerto o agricultura • Restinga, Mata Atlántica o cualquier otro bioma

Receptores ecológicos

En 2009, los receptores ecológicos fueron reconocidos legalmente en Brasil a través de la Resolución 420 del CONAMA. Establece las situaciones en las que la existencia de una determinada área contaminada puede implicar impactos significativos directos o indirectos sobre los recursos ambientales. En estos casos, la gestión del riesgo puede basarse en los resultados de una Evaluación de Riesgos Ecológicos (ERMA), a discreción del organismo ambiental competente. En caso de imposibilidad de ejecución de una Evaluación de Riesgos Ecológicos, el órgano

ambiental deberá establecer valores específicos y metas para subvencionar la rehabilitación del área, utilizando una metodología técnicamente justificada.

La finalidad de la ERMA es poner de relieve la aparición (o la probabilidad) de efectos ecológicos adversos debidos a la exposición a las SQI. Sirve para ayudar a la remediación del área y a la definición de acciones de gestión para mitigar el riesgo actual o futuro al que se enfrentan los receptores ecológicos identificados, a escala espacial o temporal. Según la USEPA (2017b), la evaluación del impacto también puede

realizarse para otros agentes estresantes, como enfermedades, especies invasoras y cambios de local o clima.

De forma similar a lo que se hace para los receptores humanos, se utiliza el Modelo Conceptual de Exposición Ecológica (MCEE) para mapear las fuentes de contaminación terrestre y acuática (efluentes, sedimentos contaminados, residuos eliminados, etc.) y las vías de exposición capaces de alcanzar los receptores ecológicos relevantes.

La caracterización del riesgo incorpora la fase de cuantificación de la exposición de los receptores a las SQI, con información sobre toxicidad y efectos adversos, y es una integración de los resultados de las siguientes líneas de evidencia:

- Química:** cociente de riesgo y valores guía;
- Ecotoxicológica:** ensayos para verificar la magnitud del efecto - reproducción, crecimiento, supervivencia de la población, etc;
- Ecológica:** comparación con otras zonas impactadas o *background* - diversidad, abundancia, riqueza y sensibilidad de las especies locales.

Conviene subrayar que una ERMA requiere una pericia técnica y científica multidisciplinar, ya sea en química, biología, toxicología o geología. Siendo así, se presenta como un gran desafío para los

sectores involucrados (empresas, organismos ambientales, consultoras, etc.). Teniendo en cuenta este contexto, CETESB (2017) y USEPA (2017b) presentan algunas directrices metodológicas para ayudar en el trabajo de evaluación.

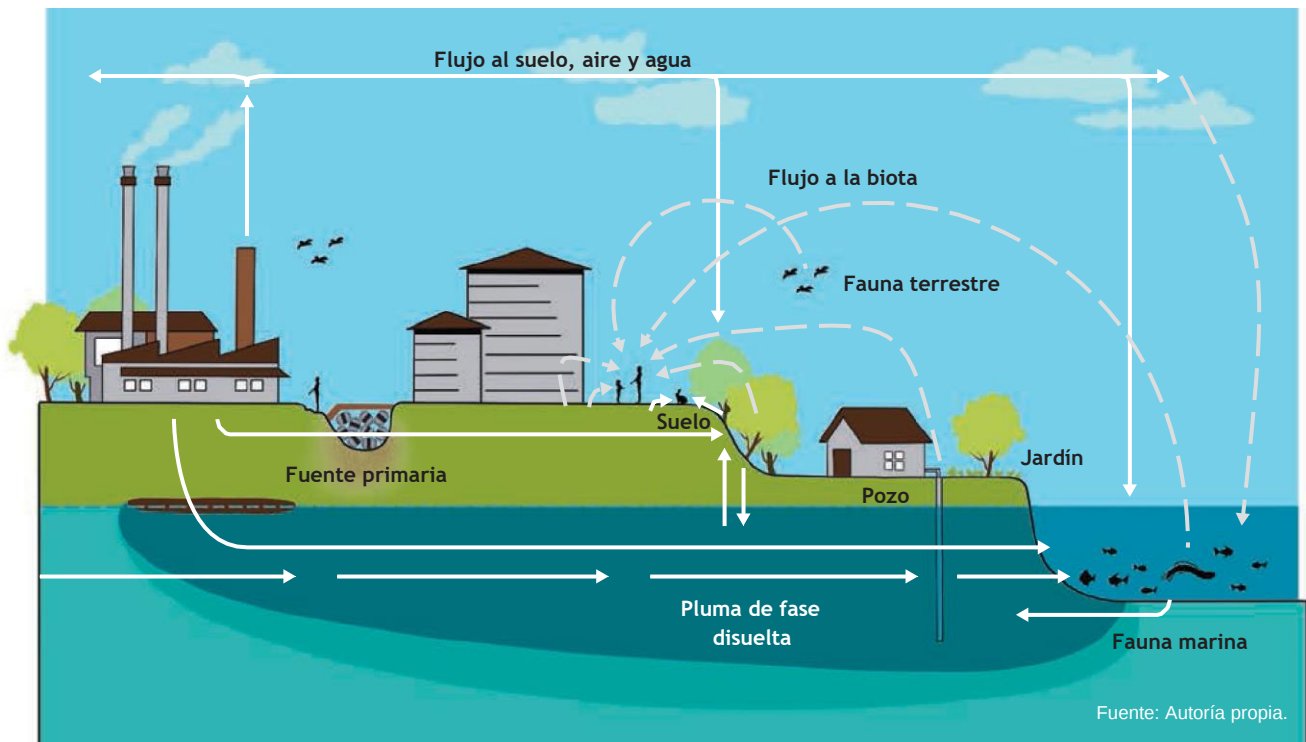
En vista de las repercusiones financieras y jurídicas de los posibles escenarios de riesgo para un área determinada, es esencial reconocer la dependencia directa entre el MCE y el MCEE elaborados durante las fases de evaluación de riesgo y el MCA elaborado durante las fases de investigación y caracterización del área, ya que los primeros proporcionan la base para el mapeo tridimensional de las fases de las SQI y la identificación de todas las posibles vías de exposición.

Receptores humanos y vías de exposición

¿Qué vías de exposición son las más comunes para los receptores humanos?

Los mayores riesgos para la salud humana en las áreas contaminadas están relacionados con las vías de exposición por inhalación de vapores y/o partículas, ingestión de agua y contacto dérmico con el agua y el suelo. A partir del contacto con medios físicos contaminados (suelo, agua, sedimentos, alimentos, atmósfera), los receptores existentes quedan expuestos a estas vías, que pueden ser efectivas o probables en el área (**figura 1.28**).

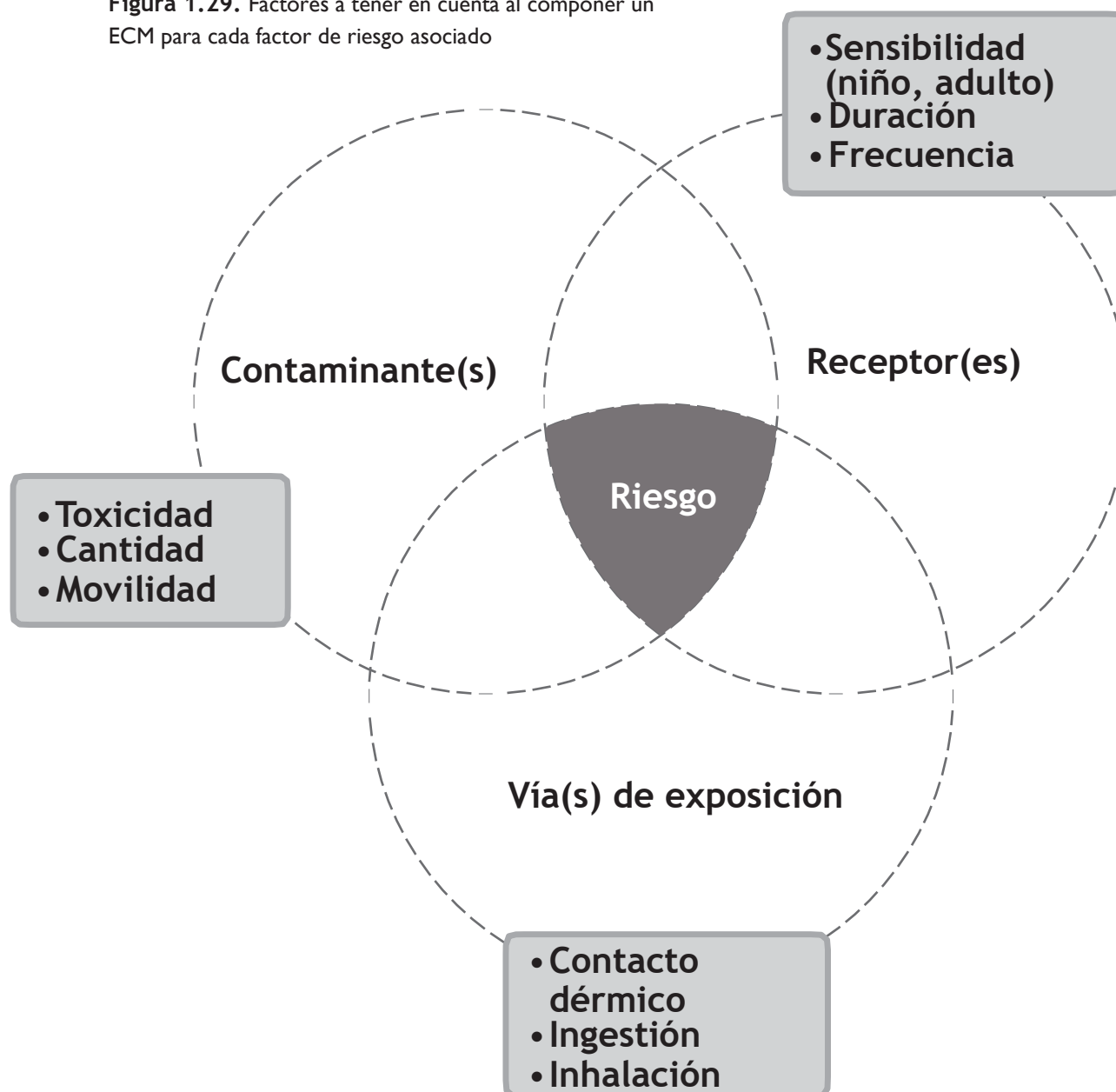
Figura 1.28. Ejemplo de Modelo Conceptual de Exposición (MCE), que muestra los posibles riesgos asociados a determinados receptores en función de las distintas vías de exposición en un área contaminada.



¿Qué elementos caracterizan un escenario de riesgo?

Para que se produzca un riesgo de exposición, en una zona debe haber simultáneamente contaminante(s), vía(s) de exposición y receptor(es), que definen la denominada tríada del Modelo Conceptual de Exposición (GSI, 1998) (**figura 1.29**).

Figura 1.29. Factores a tener en cuenta al componer un ECM para cada factor de riesgo asociado



Fuente: Autoría propia.

La evaluación de riesgos de un área contaminada es una herramienta para gestionar los receptores y los bienes que se deben proteger y debe proporcionar información sobre los escenarios de riesgo que se complementan y los que no. En algunos casos, puede que no existan vías de exposición que conecten las SQI con los receptores. Por ejemplo, las aguas subterráneas que contienen SQI disueltas (contaminante) y que no se utilizan para el abastecimiento (receptor) no completan la vía de exposición en ese momento. En este escenario, debe prestarse atención al bien a proteger (agua subterránea), priorizando la remediación de este recurso, y a los escenarios hipotéticos de expansión de la pluma de contaminación en fase disuelta, verificando su capacidad para alcanzar otros receptores, como zonas urbanas vecinas, u otros bienes a proteger, como aguas superficiales, ríos y manantiales). Es importante destacar que la evaluación de riesgo debe actualizarse si se producen cambios en los escenarios de exposición o si se obtienen nuevos datos sobre el área, que también deben incorporarse al MCA.

¿Qué medidas deben tomarse cuando se constata un escenario de riesgo?

En caso de que las pruebas, indicios o hechos confirmen la existencia de un riesgo para la vida o la salud, deben tomarse medidas de emergencia, como la evacuación de áreas o propiedades debido a un riesgo inminente de explosión.

Para poner en marcha medidas de emergencia en un área, debe caracterizarse el riesgo existente mediante el mapeo de las plumas de contaminación y la realización de mediciones que permitan identificar la exposición aguda, como el índice de inflamabilidad y el muestreo de gases y vapores. Estos resultados deben presentarse indicando la posición de los receptores y la distribución de las concentraciones de SQI, o de los centros de masas, conformando un único mapa de riesgos.

A menudo es imperativo retirar o eliminar la fuente primaria de contaminación. Sin embargo, las fuentes secundarias pueden permanecer activas durante mucho tiempo, como la fase residual, por lo que siguen suponiendo un riesgo para los receptores existentes y/o potenciales, especialmente en escenarios futuros a largo plazo (superiores a 5 años).

2.



¿CÓMO DESARROLLAR Y GESTIONAR EL MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA?

Marilda M. G. Ramos Vianna
Lélia Cristina da Rocha Soares
Gabriela Paupitz Mendes

El Modelo Conceptual del Área (MCA) es una herramienta iterativa que permite identificar incertidumbres durante su ciclo de vida. Debe desarrollarse y perfeccionarse mediante una planificación sistemática, con el objetivo de mejorar la representatividad y la calidad general del plan de muestreo durante la gestión del área contaminada. El capítulo 4 de esta obra describe varias herramientas que pueden utilizarse para captar y comunicar información sobre el área. Es posible retratar las incertidumbres que puedan surgir, desde la evaluación preliminar hasta el monitoreo para el cierre.

Según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S. EPA), una de las Mejores Prácticas de Gestión¹ (MPG) es el uso eficaz del MCA, que facilita la comunicación entre las partes interesadas para llegar a un consenso sobre el área (U.S. EPA, 2011). El MCA también ayuda en el proceso de toma de decisiones por parte del equipo de planificación, que está formado por: el gerente del proyecto, el equipo técnico, la comunidad y otros usuarios de datos. Los responsables de la toma de decisiones se eligen entre los miembros del equipo de planificación.

La **Figura 2.1** compara las etapas del MCA establecidas por la CETESB (Decisión del Consejo 038/2017/C - DD 038/2017/C) y por dos leyes estadounidenses: a *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA también conocida como *Superfund*) y la *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA), estableciendo relaciones entre ellas. También se mencionan otras Mejores Prácticas de Gestión (MPG), como las Estrategias Dinámicas de Trabajo (EDT). En el Ciclo de Vida (U.S. EPA, 2011), el MCA Preliminar corresponde a la etapa de Evaluación Preliminar de la DD 038/2017/C (CETESB, 2017). La etapa de Línea de Base del Ciclo de Vida se refiere a la elaboración del Plan de Investigación Confirmatoria, que es uno de los puntos del informe de Evaluación Preliminar (CETESB, 2017).

¹Las Mejores Prácticas de Gestión (MPG o en inglés BMP: Best Management Practices) son, en general, los métodos o técnicas más eficaces y prácticos para alcanzar un objetivo y optimizar el uso de recursos. Sin embargo, las MPG no son requisitos del programa.

Figura 2.1 Etapas del programa de reglamentación y fases del ciclo de vida del MCA.

Etapas ambientales	Ciclo de vida del MCA	Mejores Prácticas de Gestión PSP EDT/TMTR	CETESB	CERCLA-Superfund	RCRA
Evaluación del área	•MCA preliminar •Línea de base MCA		•Evaluación Preliminar (MCA 1A/B/C) e investigación confirmatoria (MCA 2)	•Evaluación preliminar •Inspección del área •Lista de prioridades nacionales •No se prevén nuevas medidas correctivas	•Evaluación de las instalaciones
Investigación del área y alternativas de evaluación	•Etapa de caracterización del MCA		•Investigación detallada (MCA 3) •Evaluación de riesgos (MAC 4)	• Investigación para la remediación • Acciones de retirada/tiempo crítico y no crítico	•Investigación de las instalaciones •Estudio de medidas correctivas
Selección de la remediación	•Etapa de diseño del MCA		•Elaboración del plan de intervención (*)	• Propuesta de plan • Acta de decisión	•Declaración de base •Decisión final y respuesta a los comentarios
Implementación de la remediación	•Etapa de remediación/mitigación/MCA		•Aplicación del plan de intervención (*)	• Diseño de la remediación • Acciones de remediación	•Implementación de medidas correctivas
Actividades posteriores a la construcción	•Etapa posterior a la remediación del MCA		•Monitoreo para el cierre (*)	• Operación y mantenimiento • Monitoreo • Optimización •Acción de respuesta a largo plazo (recuperación de las aguas subterráneas y superficiales)	•Operación y mantenimiento, inspección y supervisión en el área
Conclusión del área			•Área rehabilitada para uso declarado	• Construcción completa • Informe final o preliminar • Conclusión del área • Exclusión del área	•Certificado de finalización • Acciones correctivas con o sin controles

PSP = Planificación Sistemática de Proyectos

EDT= Estrategias Dinámicas de Trabajo

TMTR = Tecnologías de Medición en Tiempo Real

CERCLA = Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act

RCRA = Resource Conservation and Recovery Act

MCA = Modelo Conceptual del Área

(*) = Etapas para las que el modelo conceptual no es exigido por la

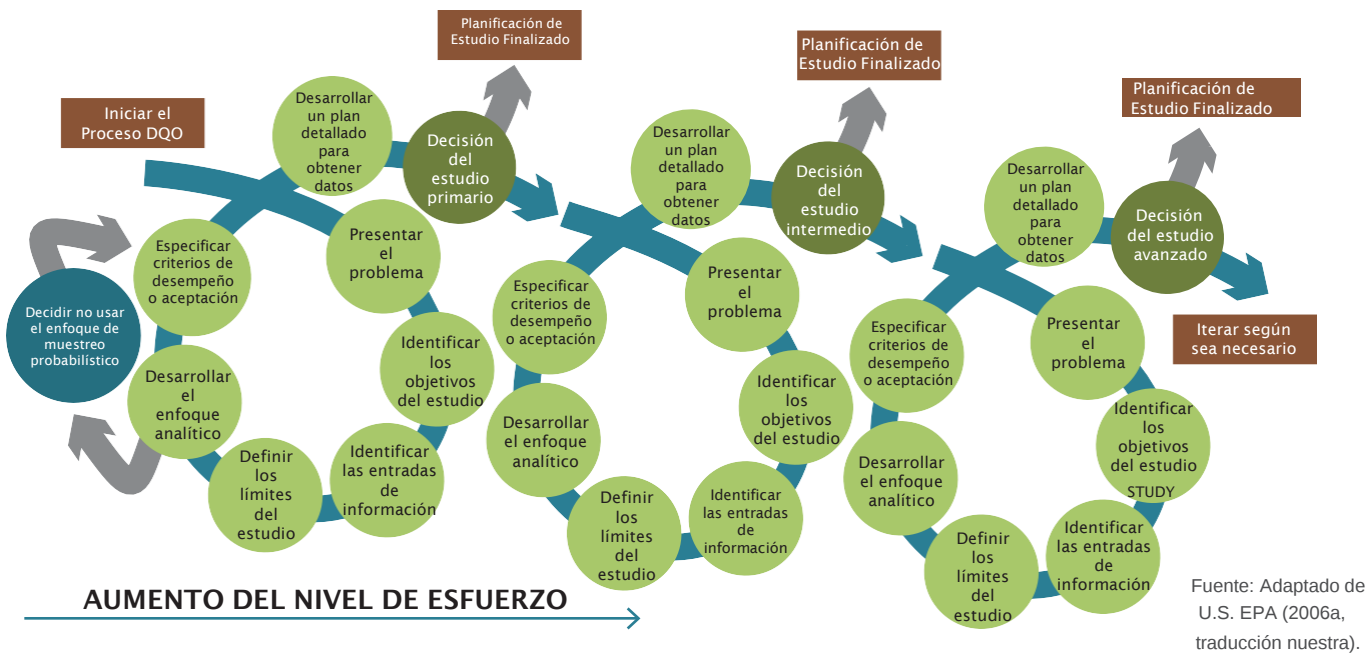
El uso de la terminología de los marcos normativos no pretende complementar ningún requisito u orientación específicos del programa. Sin embargo, el uso de los componentes del MCA en un marco flexible y global puede facilitar la toma de decisiones a lo largo del proceso de rehabilitación de un área contaminada, independientemente del programa ambiental. El uso de la Planificación Sistemática de Proyectos (PSP), la evolución del MCA y la utilización

De Estrategias Dinámicas de Trabajo (EDT) y de Tecnologías de Medición en Tiempo Real (TMTR) en cada etapa pueden mejorar la eficiencia y eficacia del proyecto. El ancho y la gradación de las flechas azules que indican estas MPG se refieren al nivel relativo de esfuerzo aplicado y al impacto y valor resultantes de la ejecución de las MPG en las fases del proyecto en cuestión.

En este capítulo se hará hincapié en el proceso DQO (del inglés *Data Quality Objectives*), que es un tipo de planificación sistemática fundamental para elaborar el Plan de Investigación Confirmatoria. El proceso DQO se lleva a cabo de forma constante, iterativa (**figura 2.2**), hasta que las incertidumbres se consideran aceptables, completando el Plan de Muestreo. Al tratarse de un proceso iterativo, se reevalúa desde el Plan de Investigación Confirmatoria hasta la finalización de la fase de

Investigación Detallada. Los resultados obtenidos de la aplicación del Proceso DQO deben presentarse en el MCA 3 del Informe de Investigación Detallada (CETESB, 2017). Sólo a través de una planificación sistemática será posible elaborar un Informe de Investigación Detallada con información robusta en cantidad y calidad, capaz de permitir una adecuada Evaluación de Riesgos y, en consecuencia, producir un MCA 4 consistente.

Figura 2.2. Aplicación iterativa del Proceso DQO



La **figura 2.1** muestra que todas las etapas del MCA estadounidense se actualizan continuamente, incluidas las etapas de remediación y post-remediación (U.S. EPA, 2011). La DD 038/2017/C de la CETESB recomienda que el MCA se elabore desde la etapa de Evaluación Preliminar (MCA 1A/B/C) hasta la etapa de Evaluación de Riesgos (MCA 4). Sin embargo, no existe una actualización continua del MCA tras la fase de Evaluación de Riesgos. Sin embargo, la continua introducción de nueva información en el MCA permite una mejor comprensión de la situación del área a lo largo de la gestión. Por lo tanto, es una buena práctica que el MCA se actualice hasta la fase de Monitoreo para el Cierre, como se indica en la columna del Ciclo de Vida del MCA (U.S. EPA, 2011) y recomienda la ABNT NBR 16210/2013 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2013).

La planificación sistemática se basa en el método científico y es importante para garantizar que el nivel de documentación y el rigor en su ejecución sean

proporcionales al uso previsto de la información y los recursos disponibles. Este enfoque da como resultado un proyecto con conclusiones sólidas y documentación apropiada para permitir la revisión por pares.

Los principales elementos de la planificación sistemática se enumeran en la **tabla 2.1**. Una actividad clave en la definición de los objetivos del proyecto es formular cuestiones/preguntas que el proyecto pretende resolver, para poder determinar qué datos e información es necesario recopilar y analizar.

Ejemplos de preguntas para proyectos cualitativos:

- ¿Qué contaminantes están presentes en un área concreta?
- ¿Qué receptores potenciales de contaminación están presentes en un área determinada?

En proyectos cuantitativos que implican estudios de estimación, las preguntas deben incluir información sobre características ambientales desconocidas (como medias y medianas de concentración), que se estimarán a partir de los datos recopilados. Por ejemplo, para investigar qué sustancias tóxicas orgánicas e inorgánicas de una fuente concreta están presentes en la atmósfera, la pregunta debe ser

formulada en términos estadísticos para obtener una respuesta estimada de las concentraciones respectivas.

En cualquier proyecto, es importante describir de forma concisa toda la información relacionada con él y elaborar un MCA que resuma su estado actual y cómo éste se relaciona con el objetivo del proyecto.

Tabla 2.1. Principales elementos de la planificación sistemática

Organización (elemento 1)	Identificación e implicación de las siguientes personas: gerente del proyecto, responsable de la organización, responsable jurídico, personal del proyecto, partes interesadas, expertos científicos, etc.
Objetivo del proyecto (elemento 2)	Descripción de las metas y objetivos del proyecto y de las preguntas que guiarán la investigación.
Cronograma (elemento 3)	Creación del calendario del proyecto, identificando los recursos (incluido el presupuesto), los hitos y cualquier requisito aplicable (por ejemplo, requisitos reglamentarios y contractuales).
Datos necesarios (elemento 4)	Identificación de los tipos de datos necesarios y cómo se utilizarán para apoyar los objetivos del proyecto.
Criterios (elemento 5)	Determinación de la cantidad de datos necesarios y especificación de los criterios de desempeño que se utilizarán para medir la calidad.
Recopilación de datos (elemento 6)	Descripciones de cómo y dónde se obtendrán los datos (incluidos los datos existentes) e identificación de cualquier restricción en la recopilación de dichos datos.
Garantía de calidad (QA, del inglés quality assurance) (elemento 7)	Especificación de las actividades de control y garantía de calidad necesarias para evaluar los criterios de desempeño (por ejemplo, muestras de control de campo y de laboratorio, auditorías, evaluaciones técnicas, evaluaciones de desempeño, etc.).
Análisis (elemento 8)	Descripciones de cómo se analizarán (en el campo o en el laboratorio) y evaluarán los datos adquiridos en relación con el uso previsto y los criterios de desempeño y garantía de calidad.

Fuente: U.S. EPA (2006, p. XXX, traducción nuestra.)

La planificación sistemática se aplica en diversas áreas del conocimiento y es uno de los pilares de la metodología *Triad*, que se presentará a continuación. En el ámbito ambiental, el Proceso DQO es el modelo de planificación sistemática más utilizado como Plan de Muestreo, tanto en casos de toma de

decisiones (por ejemplo, cumplimiento o incumplimiento de una norma/regla) como en problemas de estimación (por ejemplo, verificación del nivel medio de concentración de un contaminante).

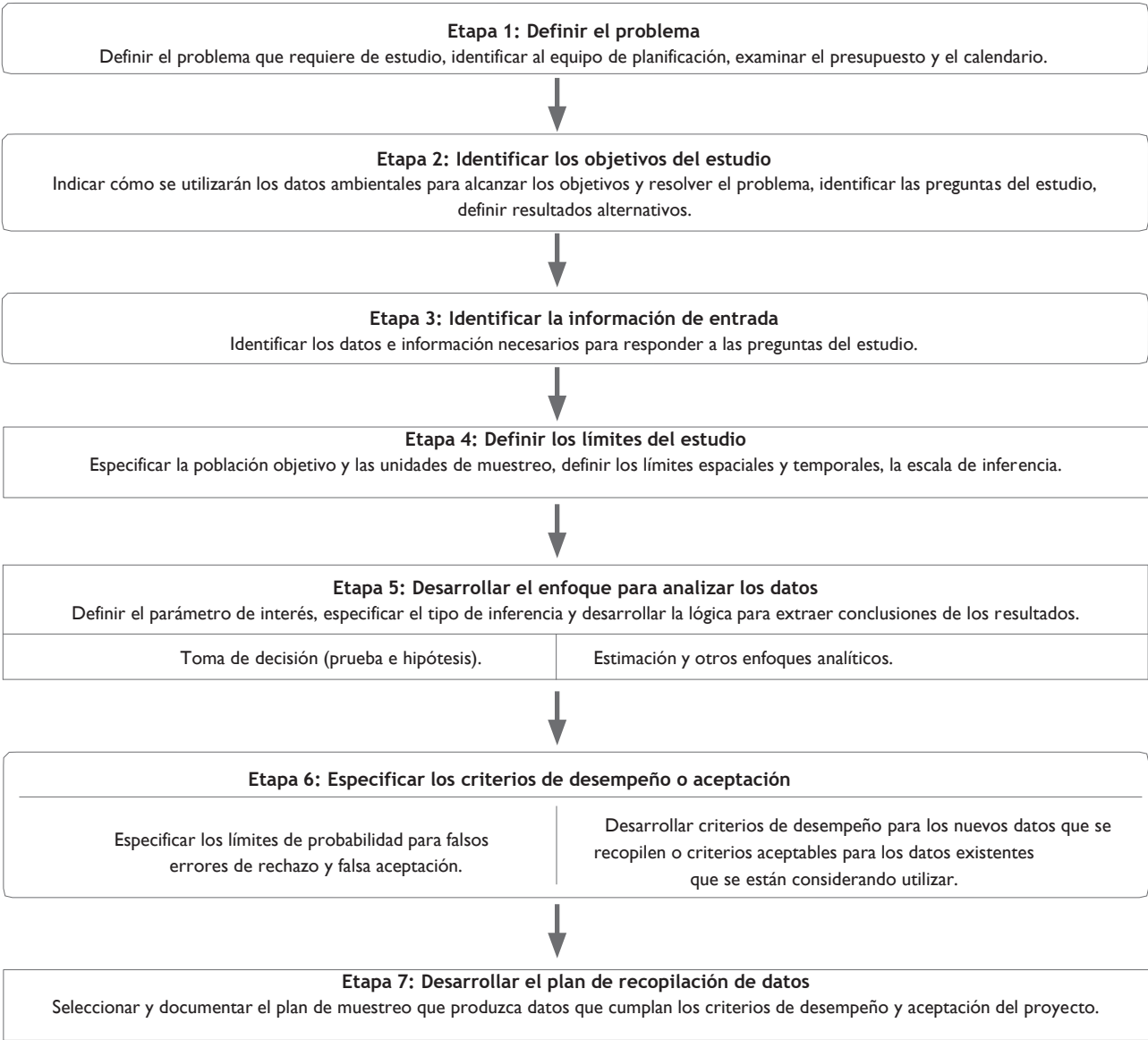
2.1 El Proceso DQO

El proceso DQO es un proceso de planificación sistemática que incluye elementos científicos y de gestión, permitiendo el desarrollo lógico del proyecto. Es capaz de garantizar que el nivel de documentación y el esfuerzo de planificación se correspondan con el uso previsto de la información y los recursos disponibles, aportando transparencia a los objetivos del muestreo y ayudando al equipo a llegar a conclusiones sólidas. La **figura 2.3** muestra sus 7 etapas, basadas en el

documento *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process: EPA QA/G-4* (U.S. EPA, 2006a), que se detallará a continuación

Aunque se presentan secuencialmente, la naturaleza iterativa del proceso DQO permite revisar una o varias de estas etapas a medida que se obtiene más información sobre el problema (**figura 2.2**). Como ya se ha mencionado, el Proceso DQO debe ser la base del Plan de Investigación Confirmatoria.

Figura 2.3. Siete etapas del Proceso DQO



Fuente: adaptado de U.S. EPA (2006a, traducción nuestra).

En proyectos que requieren respuestas a múltiples preguntas de estudio, la resolución de una pregunta clave puede dar lugar a la creación de preguntas

posteriores. En estos casos, el Proceso DQO puede utilizarse repetidamente durante el ciclo de vida del proyecto.

Etapla 1: Definir el problema

La Etapa 1 del Proceso DQO consiste en definir el problema a investigar a partir de la Evaluación Preliminar y desarrollar el Modelo Conceptual del Área (CETESB, 2017).

Para ello debe formarse un equipo de planificación multidisciplinar, cuyo tamaño suele ser proporcional a la complejidad e importancia del proyecto.

Tras definir el problema, el equipo multidisciplinar debe establecer un plan para obtener la información necesaria para resolverlo y evaluar los recursos para su ejecución, así como las restricciones y los plazos asociados a la planificación, la recopilación de datos y su evaluación.

En el Proceso DQO, el uso previsto de los datos ambientales puede vincularse a dos tipos de problemas: la toma de decisiones y la estimación. La toma de decisiones se produce cuando el uso previsto de los datos es elegir entre dos alternativas; por ejemplo, si se debe cumplir o no una norma/estándar, como los valores guía. En estas situaciones se aplican las pruebas de hipótesis. En el caso de los problemas de estimación, el objetivo de un estudio puede ser evaluar la concentración de una sustancia tóxica en el agua o la velocidad media de propagación de una pluma de contaminación en fase disuelta. La característica definitoria de un problema de estimación frente a un problema de toma de decisiones es que el uso previsto de la estimación no está directamente asociado a una decisión bien definida.

Los principales resultados de la Etapa 1 son:

- Descripción concisa del problema;
- Modelo conceptual del problema ambiental a investigar, con una determinación preliminar del tipo de datos necesarios y cómo se utilizarán;
- Lista de los miembros del equipo de planificación e identificación de los responsables de la toma de decisiones.
o de los principales usuarios de datos dentro del equipo de planificación;
- Resumen de los recursos disponibles y plazos relevantes para el estudio, incluyendo presupuesto, disponibilidad de personal y calendario.

Etapla 2: Identificar los objetivos del estudio

La Etapa 2 consiste en identificar las preguntas clave que el estudio tratará de responder. Además, se evaluarán acciones alternativas o posibles resultados en función de las respuestas a estas preguntas, que pueden referirse a los dos tipos de problemas ya mencionados: decisión o estimación. A continuación encontrará ejemplos de preguntas clave para cada caso:

1) Problemas de decisión: ¿La concentración de contaminantes en aguas subterráneas supera los valores guía? ¿Presenta algún contaminante un riesgo ecológico y/o para la salud humana?

2) Problemas de estimación: ¿Cuál es el flujo medio de las aguas subterráneas en el acuífero? ¿Cuál es la distribución de las concentraciones de contaminantes en las aguas subterráneas en el espacio y el tiempo? ¿Cuáles son las tendencias poblacionales de las especies amenazadas dentro del hábitat?

Tras este estudio, el equipo de planificación debería considerar las posibles respuestas a las preguntas clave, como se ejemplifica en la **tabla 2.2**. Para cada respuesta, deberían identificarse acciones lógicas (incluso si se trata de “no tomar ninguna medida”). El equipo debe confirmar que estas acciones alternativas pueden resolver el problema y también determinar si cumplen la normativa ambiental.

Los problemas complejos de decisión o estimación requieren un análisis caso por caso. En el caso de problemas de decisión, puede ser necesaria más de una declaración de decisión y, por lo tanto, se puede elaborar una lista de prioridades. En el caso de problemas de estimación, pueden estimarse varios parámetros y combinarse para resolver el problema general.

Los principales resultados de la Etapa 2 son:

- Definición adecuada de las preguntas clave del estudio;
- Una lista de acciones alternativas que respondan a las preguntas clave del estudio;
- En caso de problemas de decisión, una lista de enunciados de decisión que respondan a la pregunta del estudio;
- En caso de problemas de estimación, una lista de enunciados de lo que hay que estimar y los principales supuestos implicados para responder a la pregunta del estudio.

Tabla 2.2. Ejemplo de pregunta clave y acciones alternativas en un Proceso DQO

Pregunta clave del estudio	Acciones alternativas
¿Existen niveles significativos de vapores de compuestos cancerígenos bajo una urbanización concreta? ¿Se han obtenido las concentraciones mediante mediciones realizadas en la superficie y en las entradas de desagües pluviales?	- Retirar a toda la población de sus hogares e iniciar un proceso de investigación detallada para delimitar la fuente de contaminación. • Mantener a la población en su lugar e instalar inmediatamente un sistema de extracción de vapores y un monitoreo periódico en las viviendas. • Mantener a la población en el lugar, instalar inmediatamente un sistema de extracción de vapores y un control periódico en las viviendas e iniciar una investigación para delimitar la fuente, comenzando así la rehabilitación del área contaminada. • No hacer nada.

Etapla 3: Identificar la información de entrada

En la Etapa 3, se identifica la información necesaria para resolver el enunciado de la decisión o producir las estimaciones deseadas (véase el Capítulo 1).

Para que los datos puedan utilizarse como fuentes de información, tendrán que cumplir los criterios de aceptación y desempeño especificados en el proyecto, que se presentarán en la Etapa 6. Es importante que estos criterios sean los mismos tanto para los datos nuevos como para los ya existentes.

El equipo de planificación también verificará las bases de información (valores guía para suelos y aguas subterráneas en los respectivos estados, resoluciones del CONAMA, ordenanzas del Ministerio de Salud, valores de *background*, valores de estudios piloto, etc.) necesarias para establecer los enfoques analíticos apropiados y los criterios de desempeño o aceptación (Etapa 6). Algunas bases de información ya han establecido niveles de acción, como los valores guía (CONAMA 420/2009; CETESB, 2016).

Los principales resultados de la Etapa 3 son:

- Establecimiento de las variables necesarias para el estudio y las bases de información ambiental necesarias para tomar decisiones o establecer estimaciones (y cómo obtener esta información);
- Identificación de cómo se determinará el nivel de acción;
- Información sobre métodos adecuados de muestreo y análisis.

Etapla 4: Definir los límites del estudio

En la Etapa 4 deben tomarse varias decisiones para establecer los límites del estudio. Una

Una de ellas es la población objetivo, que puede dividirse en entidades “naturales” (personas, plantas o peces) o en entorno continuo (aire, agua o suelo). La unidad de muestreo para las entidades naturales es la propia entidad; para el entorno continuo, debe definirse un orden de magnitud, como el volumen, el área o la masa (por ejemplo: mL, m² o g). También es necesario definir los límites geográficos espaciales, que consisten en el área geográfica aplicable para la toma de decisiones o la estimación. En su caso, es posible dividir la población en subpoblaciones que tengan características homogéneas.

En cuanto a la recopilación de datos, es necesario definir los plazos de acción, teniendo en cuenta elementos como la variación estacional de los niveles de agua y el período en el que deben recogerse las muestras. Es necesario examinar y describir cualquier restricción práctica a la recopilación de datos (vallas, masas de agua, acceso a la propiedad, etc.). Por último, se define la escala de inferencia, que es la unidad más pequeña de superficie, volumen o tiempo que se utilizará para recopilar, analizar e interpretar los datos con el fin de tomar una decisión o realizar una estimación. Definir la escala de inferencia es importante para controlar los errores de decisión o de estimación.

Los principales resultados de la Etapa 4 son:

- Definición de la población objetivo, con descripciones detalladas de los límites geográficos;
- Descripciones detalladas de lo que constituye una unidad de muestreo;
- Establecimiento del calendario adecuado para la recopilación de datos y la toma de decisiones o la estimación, junto con detalles de las limitaciones prácticas que puedan interferir en la recopilación de datos;
- Definición de la escala de inferencia para la toma de decisiones o estimación.

Etapas 5: Desarrollar el enfoque para analizar los datos

En la Etapa 5 se establecerá el enfoque analítico para el tratamiento de los datos. Hasta este punto del Proceso DQO, se supone que los resultados son verdaderos (es decir, sin errores asociados), tanto para los problemas de decisión como para los de estimación. A partir de ahí, es necesario responder a algunas preguntas.

¿Qué parámetro de población se utilizará para la decisión o estimación?

El equipo de planificación elige el parámetro de población que resume sus características críticas y que se utilizará junto con los enunciados de decisión o estimación especificados en la Etapa 2. En la **tabla 2.3** se muestran ejemplos de diferentes parámetros de población y su aplicabilidad a un problema de decisión o estimación.

Al elaborar una regla sobre problemas de decisión, ¿qué tipos de niveles de acción pueden considerarse?

Existen dos tipos: predeterminados (por el organismo ambiental, por ejemplo) y específicos de la investigación, que se determinan durante el proceso COD (valores basados en el cálculo de los riesgos ecológicos y/o humanos, por ejemplo). Es importante destacar

que un nivel de acción más conservador puede requerir un método analítico más sensible; por lo tanto, sus límites de detección deben ser adecuados.

¿Qué importancia tienen los límites de detección de las mediciones a la hora de elegir un nivel de acción concreto?

Debe documentar el límite de detección para cada método de medición potencial identificado en la Etapa 3. Si el límite de detección de un determinado método de medición supera o está muy cerca del nivel de acción, habrá que especificar un método más sensible o utilizar un enfoque analítico diferente.

Así, las actividades de la Etapa 5 implican especificar los parámetros de la población (por ejemplo, la media aritmética o geométrica, la mediana o el percentil) que se consideran importantes para hacer inferencias sobre la población objetivo. En caso de problemas de decisión, debe elegirse un nivel de acción (por ejemplo, valores guía de los organismos ambientales) y debe comprobarse si existen métodos de muestreo y análisis que tengan límites de detección por debajo del nivel de acción. Con esto, el equipo construye una regla de decisión con la colocación: “**Si..., entonces... De lo contrario, ...**”. Esta regla es teórica, ya que se define en términos del verdadero parámetro de la población, que es desconocido. El objetivo de especificar una regla teórica de este tipo es llamar la

Tabla 2.3. Ejemplos de parámetros de población y su aplicabilidad a una decisión o problema de estimación

Parámetro	Definición	Ejemplo de uso
Media (aritmética o geométrica)	Proporción	Tendencia central: comparación entre el término medio de la población y el nivel de acción. Apropiado para sustancias químicas que podrían causar cáncer tras una exposición prolongada. Utilizar la media y la cantidad total del medio (por ejemplo, la masa del suelo o del agua) permite al equipo de planificación estimar la cantidad total de contaminante presente en la masa de suelo o de agua. La media aritmética está muy influida por los extremos en la distribución de los contaminantes. Así, para distribuciones asimétricas con una larga cola derecha, la media geométrica puede ser más relevante que la media aritmética. Sin embargo, ambas pueden no ser útiles si una gran proporción de los valores están por debajo del límite de detección.
Mediana	Punto medio de la distribución: 50° percentil; la mitad de las observaciones están por encima y la otra mitad por debajo.	La mejor estimación de la tendencia central para poblaciones altamente asimétricas. También puede elegirse si la población contiene muchos valores inferiores a la medida límite de detección. La mediana no es una buena elección si más del 50% de la población está por debajo del límite de detección, porque en estos casos no existe una verdadera mediana. La mediana no se ve influida por los extremos de la distribución de contaminantes.
Percentil	Especifica el porcentaje de la muestra que está por debajo de un valor determinado; por ejemplo, que se elija el 80° percentil si interesa el valor que supera el 80% de la población.	Para los casos en los que sólo una pequeña parte de la población puede superar el nivel de acción. Suele elegirse cuando la regla de decisión se desarrolla para una sustancia química que puede causar graves daños a la salud. También es útil cuando una gran parte de la población contiene valores por debajo del límite de detección. Suele requerir muestras más grandes que la media y la mediana.

Fuente: Adaptado de Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives (2015, p. 41, traducción nuestra).

atención del equipo de planificación sobre cómo se tomarían las decisiones si fuera posible tener un perfecto conocimiento de la población.

A continuación se muestra un ejemplo de regla de problemas de decisión:

Si la concentración media de benceno en aguas subterráneas es igual o superior a 5 ug/L, **entonces** el área se considera contaminada y deben llevarse a cabo los siguientes pasos en la gestión de áreas contaminadas. **De lo contrario**, el área se considerará no contaminada.

En caso de problemas de estimación, el estimador es una regla o método que estima el valor de un parámetro dentro del límite de estudio, tal y como se define en la Etapa 4. A continuación presentamos un ejemplo:

El equipo de planificación estimará la media geométrica (parámetro de población) de bacterias por mL de agua al día (límite del estudio).

Los principales resultados de la Etapa 5 son:

- Identificación de los parámetros poblacionales más relevantes para hacer inferencias y conclusiones sobre la población objetivo;
- En caso de problemas de decisión, elaboración de reglas teóricas de decisión basadas en un nivel de acción elegido;
- En caso de problemas de estimación, especificación del estimador a utilizar.

Etapa 6: Especificar los criterios de desempeño o aceptación

Hasta la Etapa 5, los datos recopilados se consideran ciertos. Sin embargo, siempre existen incertidumbres relacionadas con ellos, que sin duda interfieren en la toma de decisiones o en la creación de estimaciones. Por lo tanto, en la Etapa 6 del Proceso DQO, se establecen los criterios de desempeño o de aceptación que deberán cumplir los datos recopilados para mantener las incertidumbres dentro de niveles aceptables, tanto en los problemas de decisión como en los de estimación.

Los criterios de desempeño son un conjunto completo de especificaciones necesarias para diseñar la recopilación de datos o información de tal manera que, cuando se implemente el proceso de recopilación, genere datos de calidad y cantidad suficientes para cumplir los objetivos del proyecto. Los criterios de aceptación, por otro lado, son especificaciones destinadas a evaluar

si una o varias fuentes de información o datos son adecuadas para apoyar el uso previsto del proyecto. La generación de criterios de aceptación se trata en la *Guidance for Quality Assurance Project Plan: EPA QA / G-5* (Guía para la Planificación de la Garantía de Calidad en Proyectos, US EPA, 2002a).

Los criterios de desempeño, junto con las buenas prácticas de Garantía de Calidad, deben dirigir el proyecto de recopilación de datos. Los criterios de aceptación, a su vez, guiarán los procedimientos de adquisición y evaluación de los datos existentes para su uso previsto. Para comprender cómo debe llevarse a cabo este proceso, examinemos algunas cuestiones cruciales para la Etapa 6.

¿Cuáles son algunas de las fuentes de error (variabilidad) en los datos recopilados?

Los datos recopilados están sujetos a errores aleatorios y sistemáticos, que pueden cometerse en distintas fases del proceso de recopilación. La combinación de estos errores se denomina error total del estudio. Puede haber muchos factores que contribuyan al error total del estudio, pero suele haber dos componentes principales:

• **Error de muestreo:** se produce cuando el diseño de la recopilación de datos no capta toda la variabilidad dentro del espacio de la población, en la medida adecuada para extraer conclusiones. El error de muestreo puede provocar un error aleatorio (por ejemplo, variabilidad aleatoria o imprecisión) y un error sistemático (sesgo) en las estimaciones de los parámetros de la población;

• **Error de medición:** está influido por las imperfecciones del sistema de medición y análisis. Los errores de medición aleatorios y sistemáticos pueden producirse en el proceso de medición durante diferentes etapas, como: toma de muestras físicas, manipulación de muestras, preparación de muestras, análisis de muestras y procesamiento, transmisión y almacenamiento de datos.

En general, el error de muestreo es mucho mayor (en términos de impacto) que el error de medición y, en consecuencia, se necesitan más recursos para controlarlo.

¿Cómo se controla el error total del estudio?

Para controlar la magnitud del error total del estudio, es necesario generar un diseño de muestreo adecuado y elegir técnicas de medición precisas.

Para tratar y controlar los errores e incertidumbres asociados a los datos recopilados, también deben llevarse a cabo análisis estadísticos de pruebas de hipótesis o estimación. La Etapa 6 consta de dos subetapas: Etapa 6A y 6B. La elección de una de estas subetapas dependerá del tipo de problema (decisión o estimación) que haya que resolver.

Etapa 6A: Toma de decisión

¿Cómo puede la prueba de hipótesis llevar al equipo a tomar una decisión o conclusión incorrecta?

Debido a las incertidumbres inherentes a la recopilación de datos, es necesario aceptar que existe la probabilidad de tomar una decisión incorrecta. Las pruebas de hipótesis permiten cuantificar la probabilidad de tomar decisiones incorrectas con los datos recopilados.

Para probar hipótesis, necesitamos definir la hipótesis nula (H_0), cuya falsedad intentamos probar. Como resultado de esta definición, obtenemos la hipótesis alternativa (H_1), que es contradictoria con la primera. Por ejemplo:

H_0 : la concentración de un contaminante determinado en el suelo es igual o superior a los Valores Guía de la Resolución CONAMA 420/2009.

H_1 : la concentración de un contaminante determinado en el suelo está por debajo de los Valores Guía de la Resolución CONAMA 420/2009.

La hipótesis nula se mantiene como cierta hasta que los datos recopilados indican que es improbable que sea cierta. Así pues, el objetivo de la prueba de hipótesis es comprobar si los datos de la muestra aportan o no pruebas que apoyen la hipótesis nula.

¿Qué tipo de errores de decisión pueden cometerse en una prueba de hipótesis?

Existen dos tipos de errores de decisión posibles en una prueba de hipótesis:

Falso rechazo: se produce cuando decidimos rechazar H_0 cuando, en realidad, es verdadera.

Falsa aceptación: se produce cuando decidimos aceptar H_0 cuando, en realidad, es falsa.

La **tabla 2.4** muestra cuatro resultados posibles en una prueba de hipótesis. Dos de los resultados de la prueba conducen a la aceptación correcta de la condición verdadera, ya sea H_0 o H_1 . Los dos resultados restantes (es decir, las celdas resaltadas) representan los errores de

decisión posibles. El objetivo principal de la Etapa 6A del proceso DQO es determinar los errores de decisión que el equipo de planificación considera aceptables.

Tabla 2.4. Cuatro posibles resultados de una prueba de

	Condición real: H_0 es verdadera	Condición real: H_1 es verdadera
Decisión tomada: H_0 es verdadera	Decisión correcta ($1-\alpha$)	Error tipo II (β) (Falsa aceptación)
Decisión tomada: H_1 es verdadera	Error tipo I (α) (Falso rechazo)	Decisión correcta ($1-\beta$)

Los estadísticos denominan “potencia estadística de la prueba de hipótesis” a la probabilidad de rechazar la hipótesis nula cuando en realidad es falsa ($1-\beta$, parte inferior derecha de la tabla). En otras palabras, esta “potencia estadística” es la probabilidad de decidir correctamente que H_1 es la hipótesis verdadera.

¿Cómo es posible controlar la probabilidad de cometer errores de decisión?

Al realizar una prueba de hipótesis, no hay forma de eliminar por completo la posibilidad de cometer un error de decisión. Sin embargo, es posible controlar los mayores componentes del error total del estudio y, en consecuencia, controlar también la probabilidad de cometer un error de decisión. Por ejemplo, si se espera un gran error de muestreo, deben tomarse un mayor número de muestras o el proyecto de muestreo debería estar mejor desarrollado. Si se considera que el error de medición es relativamente grande, la probabilidad de cometer un error de decisión puede controlarse analizando varias muestras individuales que proporcionen una media que se considere confiable y utilizar posteriormente la media de estas muestras, o utilizar métodos analíticos más precisos.

Esta no es una parte fácil del Proceso DQO. En lugar de especificar límites arbitrarios (por ejemplo $\alpha=0,05$ y $\beta=0,20$), el equipo de planificación debe explorar a fondo el equilibrio entre el riesgo de tomar decisiones incorrectas y las posibles consecuencias asociadas a estos riesgos.

¿Cómo se expresa la “calidad” en relación con la toma de una decisión en una prueba de hipótesis?

El gráfico de la Curva de Desempeño de Decisión se utiliza para describir el nivel de calidad deseado para una decisión determinada y se construye aplicando una prueba de hipótesis a los datos recopilados.

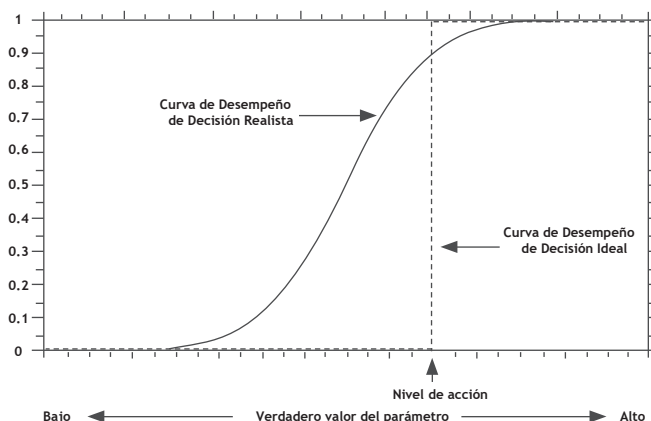
La **figura 2.4** muestra dos ejemplos de una Curva de Desempeño de Decisión cuando se prueba la hipótesis nula de que el valor verdadero (desconocido) de un parámetro cae por debajo de un nivel de acción frente a una hipótesis alternativa en la que supera el nivel de acción. El eje x enumera el rango de posibles valores verdaderos del parámetro (que incluye el nivel de acción), mientras que el eje y enumera el rango de probabilidades de decisión (de 0 a 1) de una prueba en la que el valor verdadero del parámetro supera el nivel de acción. Intuitivamente, cuando el valor verdadero del parámetro es muy bajo, la probabilidad de decidir que el valor verdadero supera el nivel de acción será baja. En cambio, esta probabilidad aumenta cuando el valor verdadero del parámetro se acerca al nivel de acción.

Si fuera posible conocer el verdadero valor del parámetro de interés, nunca se tomaría una decisión incorrecta y la Curva de Desempeño de Decisión sería “ideal” (**figura 2.4**). Por lo tanto, para todos los valores del eje x que se sitúen en el nivel de acción o por debajo de él, la Curva de Desempeño de Decisión Ideal especificaría una probabilidad de 0; y para todos los valores del eje x que se sitúen por encima del nivel de acción, la Curva de Desempeño de Decisión Ideal especificaría una probabilidad de 1.

Sin embargo, en una situación real, la prueba de hipótesis se aplicaría a datos que tienen variabilidad e incertidumbre inherentes. En este caso, la hipótesis nula podría definirse como una zona no contaminada y, en consecuencia, la hipótesis alternativa sería que el área está contaminada. Esto se representa en la figura mediante la Curva de Desempeño de Decisión “real”, en la que la probabilidad de rechazar la hipótesis nula aumenta gradualmente, de aproximadamente 0 para valores muy por debajo del nivel de acción hasta cerca de 1 para valores muy por encima del nivel de acción. La forma y la pendiente de la Curva de Desempeño de Decisión son consecuencia de una serie de factores, como el diseño de la muestra, la precisión asociada a los datos recopilados y el número de muestras tomadas.

Como se señalará en el resto de esta sección, la Etapa 6A del proceso DQO implica definir la condición de la hipótesis nula para la prueba con el fin de establecer límites tolerables en las probabilidades de errores de decisión en algunos puntos críticos a lo largo del eje x de la **figura 3.4**. Esto dará como resultado Objetivos de Desempeño Decisión que, cuando se tracen, se aproximarán a una Curva de Desempeño de Decisión y especificarán los riesgos tolerables de cometer errores de decisión.

Figura 2.4. Dos ejemplos de Curvas de Desempeño de Decisión



Fuente: Adaptado de U.S. EPA, 2006a, pág. 52, traducción nuestra).

¿Cómo se define la condición de hipótesis nula para la prueba?

Siempre se asume que la condición de hipótesis nula es verdadera, a menos que exista información convincente para rechazarla a favor de la hipótesis alternativa. Juntas, las condiciones de hipótesis nula y alternativa cubren toda la gama de posibles valores reales del parámetro que se va a evaluar (por ejemplo, el eje x de la **figura 2.4**). El nivel de acción sirve como línea divisoria entre las condiciones de hipótesis nula y alternativa, tal y como se determina en la Etapa 5 del Proceso DQO.

El equipo de planificación debe definir la condición de hipótesis nula evaluando las posibles consecuencias que provocarían los errores de decisión. Por ejemplo, aceptar incorrectamente una condición de hipótesis nula (área no contaminada, cuando en realidad está contaminada) podría provocar efectos adversos para la salud debido a la exposición continua. Por el contrario, concluir incorrectamente que se debe rechazar la hipótesis nula puede provocar costos de remediación innecesarios y el desvío de recursos de áreas problemáticas más urgentes.

Es necesario determinar cuál de los dos tipos de errores de decisión (falso rechazo y falsa aceptación) tiene consecuencias más graves, sobre todo cuando el verdadero valor del parámetro está cerca del nivel de acción. Por ejemplo, si un falso rechazo es el error de decisión más grave, la condición de hipótesis nula se define como un rango de posibles valores verdaderos en el que la probabilidad de un falso rechazo es baja.

Además, la definición de la condición de hipótesis nula puede basarse en conocimientos previos. Es

decir, puede tener buenas razones para creer que el valor verdadero del parámetro está por encima de algún nivel de acción y, por lo tanto, definir la condición de la hipótesis nula como un área contaminada, haciendo necesario que los datos demuestren lo contrario (hipótesis alternativa).

¿Qué es una región gris y cómo influye en la definición de criterios de calidad de los datos?

La región gris (zona sombreada en la **figura 2.5**) es un conjunto de valores que conforman la condición alternativa. En esta región, las consecuencias de cometer un error de decisión son relativamente sencillas.

Cuando la condición alternativa representa todos los valores posibles del parámetro por encima del nivel de acción:

- H_0 : el parámetro es igual o inferior al nivel de acción
- H_1 : el parámetro supera el nivel de acción

La curva de la **figura 2.5** representa la probabilidad de rechazar H_0 para H_1 . Así, los puntos de la curva que caen a la izquierda del nivel de acción representan la probabilidad de cometer un error de falso rechazo (α), mientras que los puntos de la curva que caen a la derecha del nivel de acción representan el error de falsa aceptación (β).

Si la información obtenida era correcta al 100%, la hipótesis nula se rechazaría cuando el valor verdadero del parámetro estuviera dentro de la región gris. Sin embargo, no existe una información 100% correcta sobre el verdadero valor del parámetro de interés. Por lo tanto, la **figura 3.5** sugiere que la probabilidad de rechazar la condición de hipótesis nula puede ser relativamente pequeña dentro de la región gris, cuyos valores están próximos al nivel de acción. Esto implicaría una alta probabilidad de un error de falsa aceptación, que se produce porque se desea controlar la probabilidad de un error de falso rechazo dentro del rango de posibles valores de los parámetros que caen en la condición de hipótesis nula.

De este modo, podemos afirmar que la región gris está delimitada por el nivel de acción y el valor que corresponde cuando las consecuencias de cometer un error de falsa aceptación se vuelven graves. En general, cuanto más estrecha sea la región gris, mayor será el número de muestras necesarias para cumplir los criterios de error de decisión.

Cabe destacar que la curva trazada en el gráfico es el retrato de los Objetivos de Desempeño de Decisión fijados durante la fase de planificación del estudio, es decir, antes de formular un diseño de muestreo.

Interpretación de la figura 2.5

En la **figura 2.5**, la condición de la hipótesis nula representa todos los valores posibles de parámetros por debajo del nivel de acción, que es de 100 mg.kg⁻¹ (por ejemplo, el área no está contaminada).

Se produciría un **error de decisión de falso rechazo** (de la hipótesis nula) si el equipo llegara a la conclusión de que el verdadero valor del parámetro es superior al nivel de acción, cuando en realidad es inferior y el área no está contaminada.

Se produciría un **error de decisión de falsa aceptación** (de la hipótesis nula) si el equipo llegara a la conclusión de que el verdadero valor del parámetro es inferior al nivel de acción cuando, en realidad, es superior y el área está contaminada.

Los límites de la región gris se determinaron del siguiente modo:

- Si el valor verdadero del parámetro caía por debajo del nivel de acción (100 mg.kg⁻¹), pero la estimación de los datos era de 101 mg.kg⁻¹, se habría producido un error de decisión de falso rechazo, ya que se rechazó la hipótesis nula. Sin embargo, el equipo de planificación determinó que la consecuencia de cometer este error a 101 mg.kg⁻¹ era mínima en términos de salud humana y recursos financieros, y definió que era permisible tener una alta probabilidad de error de falso rechazo a este valor del parámetro.
- El equipo de planificación determinó que no era necesario controlar la probabilidad del error de falsa aceptación en valores inferiores a 120 mg.kg⁻¹. Sin embargo, cometer un error de decisión de falsa aceptación de 120 mg.kg⁻¹ o más supondría un alto riesgo de efectos adversos para la salud. Por lo tanto, el equipo de planificación especificó 120 mg.kg⁻¹ como segundo límite de la región gris.

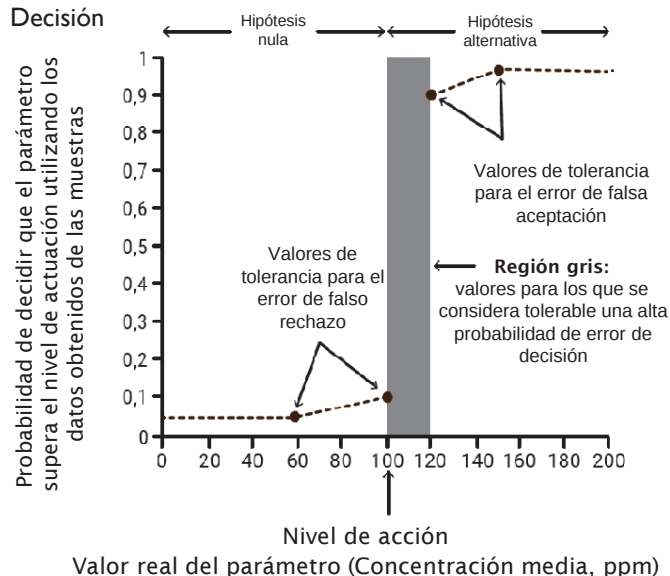
También evaluó los posibles límites de los errores de decisión y estableció lo siguiente:

- 1) Colocar un límite de 0,10 (10%) a la probabilidad de cometer un error de falsa aceptación a 120 mg.kg⁻¹ (90% de probabilidad de rechazar correctamente la hipótesis nula para valores a 120 mg.kg⁻¹).
- 2) La probabilidad de cometer un error de falsa aceptación a 160 mg.kg⁻¹ no debe superar el 0,05 (5%), debido al mayor riesgo de efectos adversos para la salud a este nivel.
- 3) Si el valor del parámetro verdadero se encuentra en el

nivel de acción (100 mg.kg^{-1}), la probabilidad de tener un error de falso rechazo no debe superar 0,10 (10%), y a 60 mg.kg^{-1} esta probabilidad no debe superar 0,05 (5%).

Al conectar los cuatro puntos de este gráfico, obtenemos un Diagrama Objetivo de Desempeño de Decisión, en el que el eje y representa la probabilidad de decidir que el parámetro supera el nivel de acción (rechazar H_0) a partir de los datos de la muestra y el eje x representa el valor verdadero del parámetro de interés.

Figura 2.5. Diagrama del Objetivo de Desempeño de Decisión



Fuente: Adaptado de U.S. EPA (2006a, p. 54, traducción nuestra).

¿Cómo establecer límites tolerables para las probabilidades de error de decisión?

Como hemos visto, existen al menos dos límites de error de decisión: uno para el falso rechazo, que está en el límite del nivel de acción (y que representa un límite de la región gris) y otro para la falsa aceptación en un punto que representará el otro límite de la región gris.

En general, las consecuencias de cometer un error de decisión se agravan a medida que se consideran posibles valores de los parámetros alejados del nivel de acción, por lo que los límites de error de decisión deberían disminuir en consecuencia.

Los límites de error de decisión más estrictos para datos ambientales suelen ser de 0,01 (1%) para los errores de decisión de falso rechazo y falsa aceptación. Si el equipo de planificación determina que las consecuencias de cometer un error de decisión no son lo suficientemente graves como para justificar un límite de error de decisión tan bajo como 0,01, es posible

seleccionar un punto de partida más elevado, pero estas decisiones deben estar justificadas. Esta lógica puede incluir directrices normativas, impactos potenciales sobre la salud humana y el equilibrio ecológico, aumentos de costos y consecuencias sociopolíticas.

La guía *Soil Screening Guidance: User's Guide* (U.S. EPA, 1996a) recomienda valores iniciales de 0,05 como límite de error de decisión de falso rechazo (δ) y de 0,20 para el límite de error de decisión de falsa aceptación (β). Los valores reales que seleccione el equipo de planificación dependerán de las características específicas del problema que se esté investigando.

Etapa 6B: Estimación y otros enfoques analíticos

En caso de problemas de estimación, la variabilidad inherente de los datos recopilados significa que habrá una incertidumbre asociada a la estimación de un parámetro determinado. Es necesario informar del alcance de esta incertidumbre junto con la propia estimación real. Al diseñar adecuadamente el proceso de recopilación de datos, se puede controlar el nivel de incertidumbre en las estimaciones de los parámetros para alcanzar los criterios definidos como aceptables por el equipo de planificación.

El sesgo (*bias*) y la precisión asociados a los datos recopilados influyen directamente en el nivel de certeza de las estimaciones. El sesgo y la precisión son los dos principales atributos (o características) de la calidad de los datos en los estudios ambientales. El sesgo representa el error sistemático (es decir, una distorsión persistente que provoca errores constantes en una dirección concreta, la tendencia), mientras que la precisión representa el error aleatorio (es decir, un error entre mediciones repetidas de la misma propiedad en condiciones idénticas, pero que no apuntan sistemáticamente en la misma dirección ni con la misma magnitud).

¿Cuáles son algunos ejemplos de estimaciones calculadas habitualmente para estudios ambientales?

Normalmente, se estiman condiciones "medias" y/o condiciones "extremas". La elección de la estadística debe tener en cuenta la forma subyacente de la distribución de la que se tomaron las muestras. Si la distribución presenta sesgos, la media sería una incorrecta estimación de la condición media y en su lugar sería más apropiada la mediana. Por último, también es importante disponer de alguna medida de incertidumbre o precisión para la estimación seleccionada de modo que, durante la fase de planificación de la recopilación de datos, sea posible expresar los niveles de certeza deseados y, por tanto, el Plan

Muestreo puede orientarse para alcanzar los criterios especificados. Pueden establecerse intervalos de confianza y otros indicadores de incertidumbre en torno a las estimaciones puntuales.

Ejemplos de estimaciones para las que se recopilan datos con frecuencia:

- Medias o medianas para estimar la característica “media” de una población.
- Percentil superior, límite de confianza superior (UCL) o límite de tolerancia superior (UTL), para caracterizar los valores extremos de una población.
- Concentraciones del punto de exposición, utilizadas en las evaluaciones de riesgos como una estimación conservadora de la tendencia central (por ejemplo, 95% UCL en la media).
- Estimación de las medidas de sesgo y precisión asociadas a los límites mínimos de detección o de cuantificación para determinar el desempeño de un método de medición para un intervalo específico de concentraciones (por ejemplo, la curva de calibración).

¿Cómo se puede expresar la incertidumbre en la estimación de un parámetro?

Generalmente, las incertidumbres en la estimación de un parámetro pueden expresarse de la siguiente manera:

- Como un error estándar, comunicado en términos absolutos o relativos (pero esto no es fácil de interpretar).
- Al ampliar la estimación puntual para cubrir un rango de valores posibles (un intervalo o límite de confianza; un intervalo o límite de tolerancia; o un intervalo o límite de predicción, que son más fáciles de interpretar).

Al elegir un método para expresar la incertidumbre, se especifica una métrica de desempeño que cuantifica la incertidumbre y, por lo tanto, permite establecer los límites con los que se puede comparar esta cantidad. De forma similar a la prueba de hipótesis, los niveles tolerables de incertidumbre se derivarán teniendo en cuenta, por un lado, las consecuencias potenciales asociadas a niveles elevados de incertidumbre y, por otro, los recursos disponibles y otras restricciones que puedan encontrarse.

Error estándar

El cálculo del error estándar suele depender de factores como: la cantidad de datos disponibles, su distribución y la variabilidad de los datos utilizados para calcular la estimación del parámetro.

metro de interés. El error estándar puede expresarse en forma absoluta (es decir, un único número que acompaña a la estimación) o en relación con el valor de la estimación del parámetro (es decir, una proporción o porcentaje de la estimación; por ejemplo, el valor de la media). Cuando el error estándar se expresa en términos relativos, es posible especificar criterios relacionados con él más fácilmente. Por ejemplo, se puede especificar un objetivo en el que el error estándar no supere el 30% del valor de estimación del parámetro. Si este objetivo sólo puede lograrse recopilando una cantidad suficiente de datos que alcancen un cierto grado de precisión, este requisito contribuiría a los criterios de desempeño o aceptación establecidos para los datos recopilados.

Intervalos estadísticos

A menudo, se deben tomar decisiones basadas en una cantidad limitada de datos de muestreo. Por ejemplo, los propietarios necesitan evaluar las concentraciones de plomo en el suelo antes de convertir el área en una comunidad residencial. Seis valores aleatorios de datos de muestras pueden describirse mediante una “estimación puntual”, que proporciona un resumen conciso de los resultados obtenidos. Una afirmación como “La concentración media de plomo en las 6 muestras de sedimentos fue de 2,3 ug/g.” ofrece una visión general de las concentraciones de plomo en estas 6 muestras, pero no proporciona ninguna información sobre la precisión de la estimación. Es improbable que las concentraciones de plomo en toda el área sean de 2,3 ug/g. Sin embargo, se espera que las concentraciones de plomo se aproximen a este valor.

Por lo tanto, una forma de cuantificar la incertidumbre es construir un intervalo estadístico alrededor de una estimación puntual. Existe una gran variedad de intervalos estadísticos que pueden construirse a partir de los datos de la muestra. El intervalo adecuado depende de la aplicación específica. Tres de los intervalos más utilizados son los intervalos de confianza, los intervalos de tolerancia y los intervalos de predicción.

¿Qué intervalo estadístico debo utilizar?

Para describir la población de la que se tomó la muestra, puede utilizar intervalos de confianza para la media de la población o la desviación estándar. También se pueden aplicar intervalos de tolerancia para una parte concreta de la población que tenga una probabilidad especificada (por ejemplo, para un determinado percentil de la población). Los intervalos de predicción pueden utilizarse para un único valor futuro, una media futura o una desviación estándar futura.

El resultado principal de la Etapa 6 del proceso DQO es un conjunto de criterios de desempeño o aceptación que deben cumplir los datos recopilados (es decir, los objetivos de calidad de los datos) para minimizar la posibilidad de que se produzca un error de decisión o de que las incertidumbres de las estimaciones no estén dentro de unos niveles aceptables.

Los criterios se establecen en función del problema. Si se trata de un problema de toma de decisiones, requiere pruebas de hipótesis (Etapa 6A); si se trata de un problema de estimación (Etapa 6B), requiere que se estimen los valores de parámetros de la población desconocidos y que se describa la incertidumbre de la estimación (por ejemplo, el error estándar o el intervalo estadístico).

Los resultados de llevar a cabo la Etapa 6A del proceso DQO incluyen:

- Determinar la hipótesis nula y la hipótesis alternativa.
- Determinar el impacto de los errores de decisión.
- Especificar la región gris para la Curva de Desempeño de decisión.
- Seleccionar los límites de los errores de decisión tolerables y la elaboración del Diagrama de Objetivos de Desempeño de Decisión.

Los resultados se generan teniendo en cuenta las consecuencias de cometer errores de decisión en el rango de posibles valores reales del parámetro de interés: errores de falso rechazo dentro del rango que representa la condición de hipótesis nula y errores de falsa aceptación dentro del rango que representa la hipótesis alternativa. El Diagrama de Objetivos de Desempeño de Decisión es un medio eficaz de comunicación gráfica para presentar los resultados al equipo de planificación y a otras partes interesadas.

Los resultados de llevar a cabo la Etapa 6B del proceso DQO son:

- El nivel de confianza, que especifica la probabilidad de que el intervalo contenga el valor verdadero del parámetro;
- Un ancho aceptable asociado al intervalo, expresado en términos absolutos o relativos.

Etapa 7: Desarrollar el plan de recopilación de datos

La Etapa 7 ofrece una visión general de los pasos necesarios para desarrollar un Plan de Muestreo y Análisis que genere datos que cumplan los criterios de desempeño o aceptación mediante la recopilación de información y de los resultados desarrollados en las Etapas 1 a 6 del Proceso DQO. Esto significa generar (a) un proceso de recopilación de datos que sea eficiente en términos de recursos, pero suficiente para cumplir los objetivos del estudio; o

(b) un proceso de recopilación de datos que maximice la cantidad de información disponible para la síntesis y el análisis dentro de un presupuesto fijo.

¿Qué tipo de información se necesita para elaborar un Plan de Muestreo y Análisis?

Para seleccionar cuidadosamente los tipos de datos que se van a recopilar en un intervalo espacio-temporal y las técnicas de medición analíticas capaces de controlar el error total del estudio (Etapa 6), se requiere la siguiente información:

- Objetivos y uso previsto de los datos.
- Los resultados de las Etapas 1 a 6.
- La variabilidad esperada de los datos basada en estudios similares o en la opinión profesional.
- Información preliminar sobre la distribución de los datos que afectará a los cálculos sobre las cantidades mínimas que deben recogerse.

¿Cuáles son los dos tipos básicos de Planes de Muestreo?

El equipo de planificación debe determinar si sólo debe considerar proyectos basados en probabilidades o si son aceptables ciertos proyectos de juicio. Generalmente, esta decisión depende de las limitaciones del estudio.

En un diseño de muestreo probabilístico, cada unidad de muestreo tiene una probabilidad conocida de ser seleccionada y sólo las unidades de muestreo seleccionadas proporcionarán datos para el estudio. Este tipo de muestreo es el más recomendable para el Proceso DQO, ya que permite cuantificar las incertidumbres inherentes a la recopilación de datos. Algunos ejemplos de enfoques comunes de muestreo basado en probabilidades son: el muestreo aleatorio simple, el muestreo estratificado y el muestreo sistemático.

En un diseño de muestreo por juicio, las unidades de muestreo no tienen una probabilidad conocida de ser seleccionadas, ya que se seleccionan a discreción de la persona responsable de la muestra basándose en sus conocimientos profesionales.

Estos dos diseños de muestreo tienen diferentes tipos de inferencia que pueden extraerse de los datos de la unidad de muestreo. Para obtener más detalles, consulte la *Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection* (U.S. EPA, 2002b).

¿Cuáles son los factores importantes a la hora de seleccionar los Planes de Muestreo y Análisis?

Deben seleccionarse proyectos técnica y económicamente viables que cuenten con métodos de muestreo y medición temporal/espacial coherentes entre sí. Por ejemplo, si en una situación determinada se prevé que la variabilidad espacial o temporal de los datos será muy alta, se pueden considerar proyectos que utilicen métodos analíticos menos costosos y, por tanto, menos precisos. Esto permitirá centrar los recursos en la toma de un mayor número de muestras a lo largo del espacio y del tiempo para controlar el error de muestreo, que es uno de los componentes del error total del estudio.

Sin embargo, si la distribución de los contaminantes en el espacio/tiempo es relativamente homogénea y si el uso previsto de los datos es determinar los niveles medios de los contaminantes que superan un determinado nivel de acción muy cercano al límite de detección del método, se pueden considerar proyectos que utilicen métodos analíticos más caros, más precisos o más sensibles. De este modo, se reducirá el error de medición analítica, que es uno de los componentes del error total del estudio, y se podrá tomar un número menor de muestras.

Un punto importante a tener en cuenta es la estratificación de la población, con el objetivo de reducir la variabilidad de los datos (Etapas 4).

¿Cómo se aborda la representatividad en el desarrollo de un Plan de Muestreo?

La representatividad es un indicador extremadamente importante de la calidad de los datos, ya que evalúa si las mediciones reflejan realmente la unidad de muestreo de la que se tomaron, así como el grado en que las muestras representan realmente a la población objetivo. Un componente de la representatividad es la correcta especificación del número y ubicación de las muestras dentro del proyecto. Con muchos criterios

En términos de calidad, la representatividad sólo puede interpretarse correctamente en el contexto del uso previsto de los datos recopilados. Se recomienda el uso del muestreo probabilístico clásico para lograr la representatividad deseada de los datos.

Una vez seleccionados los Planes de Muestreo y Análisis, ¿qué se debe hacer para determinar la cantidad de datos que hay que recopilar para cada proyecto?

El proceso para determinar el tamaño mínimo de la muestra depende de una estimación de la variabilidad total de los datos que deben recopilarse. Las fuentes de información sobre esta estimación pueden ser un estudio piloto de la misma población, un estudio realizado con una población similar o una estimación basada en un modelo de varianza.

Para obtener más información sobre pruebas estadísticas, consulte el documento *Decision Error Feasibility Trials (DEFT) Software* (U.S. EPA, 2001a). El DEFT utiliza los resultados generados en las Etapas 1 a 6 del proceso DQO para evaluar si los criterios de desempeño o aceptación se alcanzarán con los recursos disponibles y, a continuación, calcula los costos asociados al proyecto. El DEFT presenta sus resultados en forma de Diagrama de Objetivos de Desempeño de Decisión (**figuras 2.5 y 2.7**).

El *Visual Sample Plan* (VSP) es un programa para seleccionar la ubicación y el número de muestras suficientes y adecuadas para extraer las conclusiones necesarias, de modo que los resultados de los análisis estadísticos tengan la confianza deseada para la toma de decisiones.

¿Qué se debe tener en cuenta a la hora de seleccionar el Plan de Muestreo de datos más eficiente en cuanto a recursos para cumplir todos los criterios de desempeño o aceptación?

En caso de problemas de toma de decisiones que requieren el uso de una prueba de hipótesis estadística, el concepto estadístico de “función poder” es extremadamente útil para evaluar el desempeño de proyectos alternativos. La Curva de Desempeño de Decisión (**figura 2.4**) es una representación gráfica de una “función poder”, en la que el eje vertical de la curva corresponde a la probabilidad de rechazar la hipótesis nula.

En caso de problemas de estimación que requieren el cálculo de intervalos estadísticos, puede trazarse un gráfico similar a la Curva de Desempeño de Decisión para representar el tamaño de la muestra frente a la amplitud del intervalo estadístico estimado. Por ejemplo, en determinados enfoques estadísticos, el

tamaño de la muestra puede seleccionarse en función de la relación entre la amplitud del intervalo estadístico y la variabilidad de los datos.

¿Qué hacer si ninguno de los proyectos seleccionados genera datos que cumplan los criterios de desempeño o aceptación?

Puede ser necesario considerar otros enfoques de muestreo en situaciones en las que el modelo propuesto no permita cumplir todos los criterios de desempeño o aceptación. También puede ser necesario revisar las etapas previas del Proceso DQO a fin de cumplir los criterios de desempeño y aceptación, así como cambiar los límites tolerables de los errores de decisión. Otra posibilidad sería modificar un simple muestreo aleatorio de muestras ambientales en un problema de toma de decisiones por un enfoque alternativo, estratificando el área o la población en grupos más homogéneos.

¿Cuáles son los requisitos para documentar los Planes de Muestreo y Análisis seleccionados?

Los requisitos generales son: Plan de Muestreo y Análisis, información operativa y procedimientos asociados a la implementación del plan y a la planificación de campo. Algunas de las informaciones que deben documentarse son:

- Número de muestras.
- Tipo de muestra (por ejemplo, muestras compuestas frente a muestras individuales).
- Técnicas generales de recogida.
- Muestra física (cantidad de material que debe recogerse para cada muestra).
- Soporte de muestras (área o cantidad representada por cada muestra individual).
- Ubicación de los puntos de muestreo (coordenadas de superficie y profundidad) y cómo se seleccionaron.
- Horario de recopilación, tiempo de almacenamiento, tratamiento y análisis de las muestras.
- Métodos analíticos (o normas de medición basadas en desempeño)
- Método de muestreo estadístico.

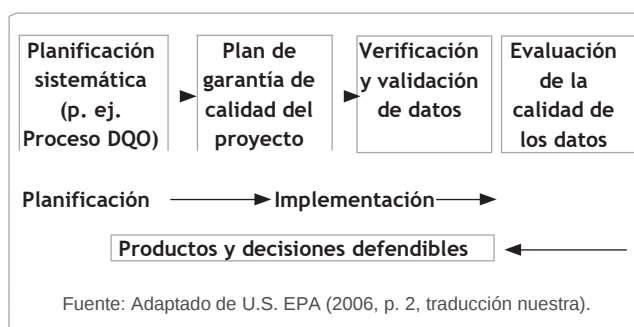
La documentación adecuada del estudio (como el modelo conceptual, el enfoque analítico y las hipótesis formuladas

antes de la recopilación y el análisis estadístico de los datos) es importante para la validación del proyecto original. Además, la documentación servirá como un recurso valioso para las actividades de evaluación de la calidad de los datos, que deben llevarse a cabo después de la recopilación

- cuando se determinará si los datos recopilados han cumplido los criterios de desempeño o aceptación.

Para alcanzar los objetivos del proyecto, el Sistema de Calidad debe implementarse en su totalidad. La **figura 2.6** muestra las actividades y herramientas que deben aplicarse para detectar y corregir problemas, garantizando resultados defendibles. De este modo, se puede ver que el Proceso DQO forma parte del ciclo de vida del proyecto. Para obtener más información sobre el Sistema de Calidad, consulte el documento “*Overview of the EPA Quality System for Environmental Data and Technology*” (U.S. EPA, 2002b).

Figura 2.6. Componentes del Ciclo de Vida del Proyecto



Los principales resultados de la Etapa 7 son:

- Documentación del Plan de Muestreo y Análisis, junto con una discusión de las principales hipótesis relativas al proyecto;
- Detalles de cómo se va a implementar el proyecto y el plan de contingencia en caso de un acontecimiento excepcional.

Ejemplo de un problema de toma de decisiones

Nuestro ejemplo trata de un problema de decisión cuyo objetivo es definir si las concentraciones de cadmio en el suelo de un área determinada están por encima o por debajo del valor límite establecido por el organismo ambiental responsable.

1 - Definición del problema

Se debe investigar un área situada en la región septentrional de Brasil para determinar si la concentración

media de cadmio en el suelo está por encima de los límites de intervención estipulados por el organismo ambiental responsable. Los técnicos del organismo exigen pruebas de que el área no está contaminada antes de permitir que se utilice para otros fines.

El equipo de planificación está formado por: el gerente del proyecto, el equipo técnico, los propietarios del área y un técnico del organismo ambiental. Los responsables de la toma de decisiones serán el propietario del área y el gerente del proyecto, que conoce el problema y las limitaciones presupuestarias y de tiempo a las que se enfrenta el equipo.

El equipo técnico debe llevar a cabo todas las etapas de la Evaluación Preliminar y, al final, elaborar el Modelo Conceptual Inicial del área (MCA 1) y el Plan de Investigación Confirmatoria. Como ya se ha mencionado, el Proceso DQO debe ser la base del Plan de Investigación Confirmatoria.

El modelo conceptual describe un área de 5000 m² con actividades industriales que cerraron hace 10 años. El área limita al sur y al este con un río, mientras que al norte hay residencias y, al oeste, una industria. A partir de fotos históricas de la región, se puede constatar la presencia de un local con una eliminación inadecuada de residuos industriales. En otras palabras, se han colocado bidones en el suelo sin pavimentar, lo que caracteriza la presunta contaminación de la capa superior del suelo.

Los costos incluyen: costos fijos de R\$ 20.000,00, costos de muestreo de R\$ 50,00 y costos de análisis de R\$ 210,00. El presupuesto disponible es de R\$ 40.000,00 para llevar a cabo el Plan de Investigación Confirmatoria.

2 - Objetivos del estudio

Para definir el objetivo del estudio, se deben formular preguntas clave. A continuación, se evaluarán las acciones alternativas o los posibles resultados basados en las respuestas a estas preguntas.

Pregunta clave del estudio: ¿Existen niveles significativos de cadmio en la capa superficial del suelo del área?

Acciones alternativas:

- Si existen niveles significativos de cadmio en la capa superior del suelo del área, deberán llevarse a cabo las siguientes fases de gestión.
- Si no existen niveles significativos de cadmio en la capa superior del suelo del área, se interrumpirá el estudio y se podrán llevar a cabo las obras.

3 - Información de entrada

- Variables necesarias para el estudio: determinación de la concentración de cadmio en el suelo a partir de muestras de tierra vegetal recogidas únicamente en el área de vertido.
- Bases de la información ambiental necesaria para la toma de decisiones: el nivel de acción estará definido por el reglamento CONAMA 420/2009.
- Información sobre los métodos de muestreo y análisis adecuados: Los métodos utilizados para el muestreo, la preparación de las muestras y el análisis fueron ABNT NBR 10007 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), Método 3050B (U.S. EPA, 1996) y Método 6010D (U.S. EPA, 2018), respectivamente.

4 - Límites de estudio

- Definición de la población objetivo: todas las muestras posibles que se tomen dentro del área de estudio de 5000 m².
 - Unidad métrica de muestra: masa (g).
- Plazo adecuado para la recopilación de datos y la toma de decisiones o estimación, junto con las limitaciones prácticas que puedan interferir en la recopilación de datos: el plazo para la toma de muestras será de una semana.
 - Escala de inferencia para la toma de decisiones: 30 g.

5 - Desarrollo del enfoque para analizar los datos

- Especificación del nivel de acción: el nivel de acción se ajusta al reglamento CONAMA 420/2009, que es de 20 mg.kg⁻¹ para la concentración de cadmio en caso de suelo industrial.
- Identificación de los parámetros poblacionales más relevantes para llegar a inferencias y conclusiones sobre la población objetivo: se seleccionó el valor medio de la concentración de cadmio en el área de estudio como parámetro adecuado para caracterizar la población de interés.
- Reglas teóricas de decisión basadas en el nivel de acción: si la concentración media de cadmio en el suelo es igual o superior a 20 mg.kg⁻¹, el área se considerará contaminada y deberán llevarse a cabo las siguientes fases de gestión de las áreas contaminadas. En caso contrario, el área se considerará no contaminada y no será necesario realizar más estudios.

6 - Criterios de desempeño y de aceptación

- Determinación de la hipótesis nula (H_0) y de la hipótesis alternativa (H_a): el equipo de planificación decidió que H_0 sería que la concentración media de cadmio se igual o superior al nivel de acción, debido a la gravedad de las consecuencias en caso de error en la toma de decisiones. H_a sería, por tanto, que la concentración media de cadmio sea inferior al nivel de acción.

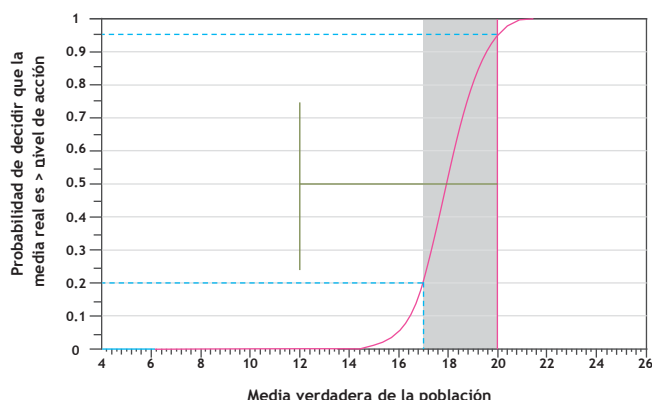
- Determinación de los impactos de los errores de decisión: La principal consecuencia de cometer un error de decisión de falsa aceptación (β) de H_0 , para este ejemplo, está relacionada con los costos que supone llevar a cabo las siguientes etapas de la gestión de un área contaminada. En esta situación, el área se consideraría contaminada cuando, en realidad, no lo está. La principal consecuencia de cometer un error de decisión de falso rechazo (∂) de H_0 , para este ejemplo, está relacionada con los riesgos para los receptores. En esta situación, el área se consideraría no contaminada, cuando en realidad está contaminada. Por lo tanto, la empresa podría ser considerada responsable de daños y perjuicios en el futuro. Además, cometer un error de decisión de falso rechazo pondría en peligro la reputación de la empresa y, en consecuencia, su rentabilidad futura.

- Especificación del área gris para la Curva de Desempeño de Decisión: la región gris, situada en el lado de la hipótesis alternativa, está limitada por el propio nivel de acción y por un valor en el que se considera que los riesgos de falsa aceptación de la hipótesis nula son aceptables. El equipo de planificación decidió que el ancho de la región gris sería de 3 mg.kg⁻¹ para evitar errores de decisión de falsa aceptación para concentraciones inferiores a 17 mg.kg⁻¹.

- Selección de los límites de error de decisión tolerables para elaborar el Diagrama del Objetivo de Desempeño de Decisión: para un problema de decisión, deben especificarse los criterios de desempeño para minimizar la posibilidad de tomar decisiones equivocadas. En caso de pruebas de hipótesis, el documento *Soil Screening Guidance: User's Guide* (U.S. EPA, 1996a) recomienda fijar los errores de decisión de falsa aceptación (β) y falso rechazo (∂) en un 20% y un 5%, respectivamente. Sin embargo, esta decisión depende de las características del problema investigado. En este ejemplo, teniendo en cuenta los riesgos para la salud humana, el equipo de planificación definió que el error de decisión de falso rechazo de la hipótesis nula no debía ser superior al 5% (∂), y el error de decisión

de falsa aceptación (β) sería del 20%, es decir, conforme a lo recomendado en el documento mencionado. Por último, la desviación estándar total es de 8 mg.kg⁻¹ y se definió de acuerdo con estudios anteriores. La **figura 2.7** muestra el Diagrama de Objetivos de Desempeño de Decisión construido para este escenario.

Figura 2.7. Diagrama del Objetivo de Desempeño de Decisión



7- Desarrollar el plan de recopilación de datos

Por último, basándose en la información recopilada en las etapas anteriores, se elabora un Plan de Muestreo con vistas a un proceso de recopilación de datos eficaz, capaz de cumplir los objetivos del estudio y satisfacer los criterios de desempeño establecidos.

Selección del Plan de Muestreo: el equipo de planificación determinó que las muestras se tomarían aleatoriamente en el área. Se utilizó la **ecuación 2.1** para calcular el número de muestras necesarias.

Ecuación 2.1

$$n = \frac{S^2}{\Delta^2} \left((Z_{1-\partial} + Z_{1-\beta})^2 + 0,5 Z_{1-\partial}^2 \right)$$

Donde n es el número de muestras; S es la desviación estándar total estimada para los valores medidos; Δ es el ancho de la región gris; ∂ es la probabilidad aceptable de rechazar H_0 cuando en realidad es verdadera (error de falso rechazo); β es la probabilidad aceptable de aceptar H_0 cuando en realidad es falsa (error de falsa aceptación); $Z_{1-\partial}$ es el valor de la distribución estándar, de modo que la proporción de la distribución menor que $Z_{1-\partial}$ es $1-\partial$; $Z_{1-\beta}$ es el valor de la distribución estándar, de modo que la proporción de la distribución menor que $Z_{1-\beta}$ es $1-\beta$.

Encontrará más información sobre el cálculo de los valores de $Z_{1-\partial}$ y $Z_{1-\beta}$ en la guía

La **tabla 2.5** muestra los criterios de desempeño utilizados en la **ecuación 2.1**, cuyo cálculo da como resultado 46 muestras.

Tabla 2.5. Parámetros utilizados para calcular el número de muestras (n)

Parámetros						
n	S	Δ	∂	β	$Z_{1-\alpha}$	$Z_{1-\beta}$
46	8	3	0,05	0,2	1,645	0,841

Tras esta etapa, se comprobó si los recursos disponibles para el Plan de Muestreo eran suficientes para recoger y analizar 46 muestras.

Principales hipótesis en las que se basa el Plan de Muestreo seleccionado: los costos asociados al Plan de Muestreo se basaron en los costos medios de recogida (R\$ 50,00) y análisis (R\$ 210,00) de una muestra. Además, se tuvo en cuenta el costo fijo de R\$ 20.000,00. Por lo tanto, para 46 muestras, el costo total estimado es de R\$ 31.960,00, que está dentro del presupuesto inicial de R\$ 40.000,00.

El Plan de Muestreo partía del supuesto de que las mediciones realizadas tendrían una distribución normal (análisis paramétrico). Esta suposición se evaluará una vez obtenidos los resultados. Si esta suposición no es válida, el equipo de planificación recomendará analizar la distribución del conjunto de 30 medias obtenidas aleatoriamente a partir de 5 muestras. Es mucho más probable que los resultados del conjunto de medias tengan una distribución normal.

El equipo de planificación había definido, basándose en estudios anteriores, que la desviación estándar total de la concentración de cadmio en el área sería de 8 mg.kg⁻¹. Se tomarán mediciones de muestras para comprobar esta suposición y, si se determina que este valor no es adecuado, se tomarán muestras adicionales.

2.2 Metodología *Triad*

Tal y como se describe en el documento ITRC (2003), la metodología *Triad* consta de tres elementos: planificación sistemática, estrategias de trabajo dinámico y tecnologías de medición en tiempo real (presentadas

en el Capítulo 4 de esta obra). Su principio central es la gestión de las incertidumbres en las decisiones que pueden dar lugar a errores. También gestiona las incertidumbres de los datos causadas por su variabilidad, generalmente debida a la heterogeneidad de los contaminantes químicos y las matrices ambientales impactadas.

El principal producto de la metodología *Triad* es un MCA con bajos niveles de incertidumbre, capaz de respaldar decisiones como la exposición a contaminantes o la identificación y rehabilitación de áreas contaminadas (U.S. EPA, 2008). Dado que la *Triad* se centra en la gestión de las incertidumbres, garantiza que se identifiquen y documenten las lagunas que dificultan la toma de decisiones acertadas, de modo que todas las partes implicadas puedan evaluar abiertamente los riesgos relacionados con cada decisión.

Triad se centra en establecer objetivos claros para el proyecto, por lo que la “planificación sistemática” es su pilar más importante (al que se puede aplicar el Proceso DQO). El pilar “estrategias de trabajo dinámico” se basa en la toma de decisiones en tiempo real, reduciendo la duración del proyecto y posiblemente sus costos. La calidad del proyecto mejora porque se adquieren más datos para colmar las lagunas del MCA. Las tecnologías de medición en tiempo real, el tercer pilar de *Triad*, permiten tomar estas decisiones en tiempo real mediante tecnologías *Direct Push* acopladas a diferentes dispositivos. El estado del arte consiste en utilizar programas que procesan y muestran (o mapean) datos en tiempo real. Las estrategias de trabajo dinámico y las tecnologías de medición en tiempo real trabajan mano a mano para que la recopilación de datos esté centrada y sea informativa.

Por lo tanto, la toma de decisiones en tiempo real permite obtener una mayor densidad de muestras y un rápido *feedback* de la información necesaria para madurar el proyecto, de forma eficaz y con suficiente precisión, lo que permite reducir los análisis en laboratorios fijos. Es esencial actualizar continuamente el MCA para evitar errores de muestreo e interpretar los resultados de varios conjuntos de datos. Esta práctica se recomienda cuando se dispone de tecnologías de medición en tiempo real.

Así, los elementos del MCA proporcionan una plataforma informativa para los responsables de la toma de decisiones al permitir la evaluación de los datos en tiempo real. Esto ayuda a reducir el número de movilizaciones

en campo necesarias para caracterizar el área, minimiza la necesidad de volver a caracterizarla al final de un proyecto y optimiza los elementos de rehabilitación del área.

En algunas zonas, las estrategias de trabajo dinámico y las tecnologías de medición en tiempo real pueden no ser aplicables. Sin embargo, la planificación sistemática, como el Proceso DQO, es esencial para todos los proyectos de recuperación ambiental.

La **tabla 2.6** enumera los principales componentes de la metodología *Triad* y las preguntas a las que debe responder cada uno de ellos. Muestra que el proceso comienza con la planificación sistemática (por ejemplo, el proceso DQO) y continúa con la toma de decisiones, posiblemente con varias iteraciones hasta su finalización. Las ventajas y desventajas de la metodología *Triad* se muestran en la **tabla 2.7**.

Tabla 2.6. Visión general de la metodología *Triad*

Planificación sistemática del proyecto	Inicio del proyecto • Reunir al equipo del proyecto • Definir los objetivos del proyecto • Identificar los principales responsables de la toma de decisión • Definir las decisiones que deben tomarse • Desarrollar el Modelo Conceptual Inicial del Área (MCA I)	Preguntas: • ¿Quién? • ¿Qué? • ¿Por qué?
Estrategias de trabajo dinámico	Inicialización del trabajo • Revisión continua del MCA • Redactar un plan de trabajo adaptativo y una justificación de las estrategias/decisiones de muestreo • Desarrollar una estrategia analítica detallada: en campo o en un laboratorio fijo • Desarrollar un plan de gestión de datos • Desarrollar un plan de control de calidad • Desarrollar un plan de salud y seguridad en el trabajo	Preguntas: • ¿Qué? • ¿Por qué? • ¿Cómo? • ¿Cuándo? • ¿Dónde? • ¿Quién?
Implementación del plan de trabajo adaptativo	Aprobación del plan • Revisión/aprobación del cliente/regulador/partes interesadas • Perfeccionamiento de la lógica de decisión del proyecto y finalización de los planes	Preguntas: • ¿Quién? • ¿Qué? • ¿Por qué? • ¿Cómo?
Tecnologías de medición en tiempo real	Plan de campo • Muestreo y análisis para colmar las lagunas de datos • Validación, verificación y evaluación de datos	Preguntas: • ¿Cuándo? • ¿Dónde? • ¿Quién? • ¿Qué? • ¿Cómo?
Toma de decisión	¿Se han alcanzado los objetivos del proyecto? • Evolucionar/refinar el MCA • Modificar el plan de trabajo adaptativo • Revisión/aprobación del cliente/partes interesadas/organismo regulador	Preguntas: • ¿Por qué? • ¿Qué? • ¿Cómo? • ¿Quién?

Fuente: adaptado de ITRC (2003, p. 4, traducción nuestra).

Tabla 2.7. Resumen de las ventajas y desventajas de la metodología *Triad*

Ventajas	Desventajas
Investigación de mejor calidad	Mayor costo inicial
Investigaciones, restauraciones y reurbanizaciones sé que se producen con mayor rapidez	Cambios de enfoque para mejorar la calidad de los datos
Menores costos durante el ciclo de vida del proyecto	Falta de herramientas para gestionar las incertidumbres
Mejor comunicación con las partes interesadas	Mayor necesidad de capacitaciones sobre la metodología <i>Triad</i>
Remediaciones más eficaces	Sesgo negativo hacia los datos generados en campo

Fuente: adaptado de ITRC (2003, p. 36, traducción nuestra).

3.



HERRAMIENTAS PARA EL DESARROLLO Y LA REPRESENTACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA

Alexandre Muselli Barbosa
Lucas Andreato F. S. Ribeiro
Gabriela Paupitz Mendes

Las herramientas que representan modelos conceptuales son muy útiles para ayudar a los implicados en el proceso de gestión de áreas contaminadas a tomar decisiones. Estas herramientas son programas iterativos, públicos o privados, utilizados para elaborar un MCA (**figura 3.1**). Gestionan datos, proporcionan visualizaciones espaciales y realizan evaluaciones de riesgo, además de ayudar a responder preguntas, resolver problemas y respaldar o refutar las conclusiones extraídas (FRTR, 2017). Estas herramientas son especialmente importantes en áreas contaminadas extremadamente complejas, ya sea debido a factores físicos como la heterogeneidad geológica o a factores químicos como las mezclas complejas.

La representación de un MCA debe presentar información relevante para comprender el problema, como: el historial del área, los factores naturales de formación (geología, geomorfología, estratigrafía, hidrogeología), los factores externos (estructuras, edificaciones, receptores), las características de las Sustancias Químicas de Interés (SQI), su comportamiento y las vías de exposición (qué sustancias, los mecanismos de transporte, la matriz en la que se encuentran, los riesgos asociados, etc.).

Así, la recopilación y presentación de estos datos se hace más práctica con herramientas que:

- Sinteticen múltiples resultados independientes y maximicen el valor de la información histórica del área.
- Capten y sinteticen nuevos datos para el MCA mediante la visualización en 2D y 3D y de estrategias adecuadas de gestión de datos.
- Capten y sinteticen datos para estimar el riesgo acumulado e identificar inmediatamente los riesgos para la salud humana y la ecología.
- Integren la caracterización geológica, hidrogeológica y química, que puede respaldar la rehabilitación eficaz del área.
- Almacenen y controlen los datos reales, que pueden compartirse con todo el equipo, así como con los clientes y la comunidad en su conjunto.

Figura 3.1. Herramientas que pueden utilizarse como parte de un proceso estructurado de toma de decisiones para la remediación de áreas contaminadas



Fuente: Federal Remediation Technologies Roundtable – FRTR (2017). Decision Support Tools (traducción nuestra). Disponible en: <https://frtr.gov/decisionsupport/index.htm>.

Figura

3.1 Representaciones del MCA

El MCA puede representarse en varios formatos, cuya elección dependerá de la complejidad del área y de la cantidad de información disponible (NJDEP, 2019). Cuando es necesario cambiar los miembros de un equipo de planificación, por ejemplo, la organización adecuada del MCA facilita la transferencia de información entre las personas. El Capítulo 6 (Estudios de casos) presenta algunos de los formatos de MCA que se describen a continuación.

Narrativa

Estructura de presentación en forma de texto. El contenido suele estar subdividido en temas, que se distribuyen por temas (por ejemplo, historia del uso, *background*, características del área, vías de exposición, receptores, etc.). La presentación puede ser sólo escrita, en los casos más sencillos, o complementarse con mapas, perfiles y secciones, en casos más complejos. También debe incluir un análisis de las incertidumbres relacionadas con el área (NJDEP, 2019).

Incluye los elementos necesarios de un MCA, como las fuentes de contaminación, los receptores y la interacción entre ellos. Por ejemplo, la figura del MCA puede indicar cómo el flujo de aguas subterráneas en una capa de sedimentos aparentemente uniforme se vuelve complejo debido a la geología subyacente del acuífero. Además, la figura debe mostrar los puntos de incertidumbre del modelo conceptual. Se utilizan secciones, gráficos y mapas esquemáticos, especialmente cuando hay varias partes interesadas implicadas que tienen distintos niveles de conocimiento sobre el área (U.S. ARMY, 2012).

Diagrama

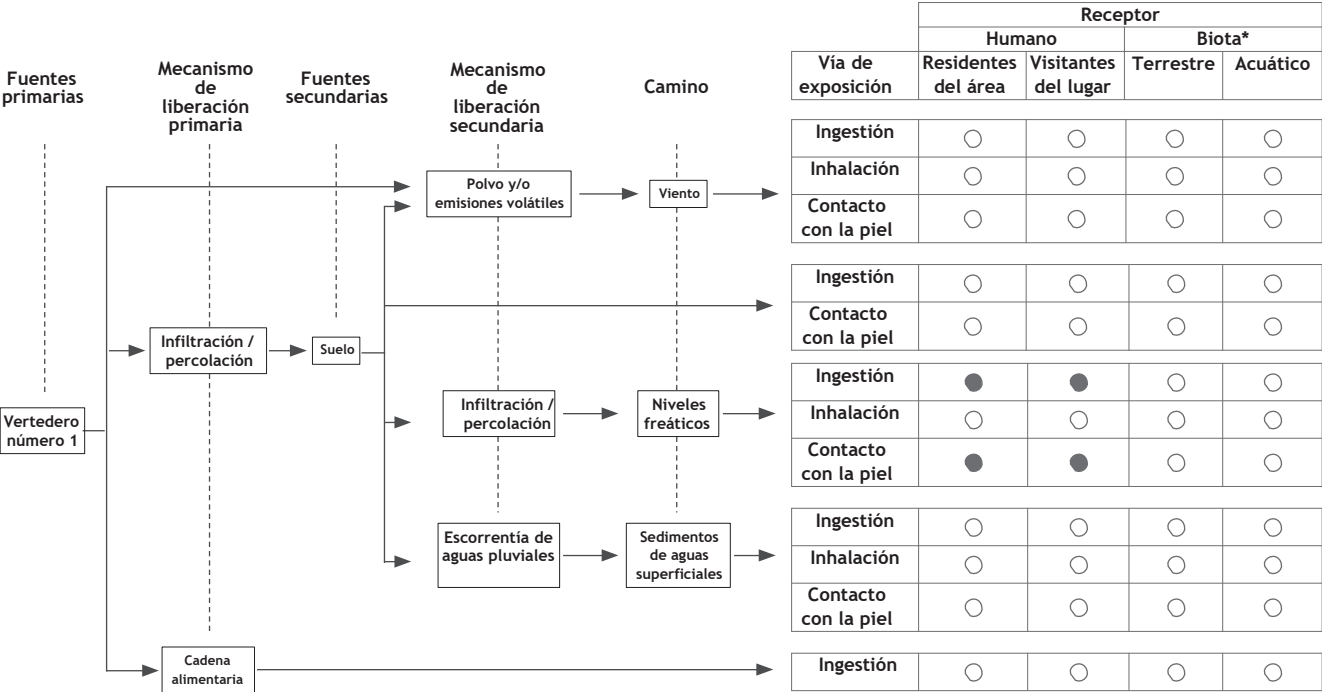
La representación por diagrama es una forma de organizar los datos que permite interrelacionar la información obtenida mediante la creación de flujos, consolidándola en una única figura. En este modelo se evalúan y visualizan las interacciones entre fuentes y receptores. Fuentes o vías de exposición

secundarias y los posibles escenarios de riesgo también pueden identificarse y añadirse al diagrama (figura 3.2).

En el ejemplo, es posible visualizar la fuente de contaminación, la principal vía de distribución, las matrices

Impactadas, los mecanismos secundarios de distribución, las interacciones, las vías de exposición y los receptores reales y potenciales. Se trata, por tanto, de una representación sistemática y simplificada del MCA del área.

Figura 3.2. Ejemplo de un MCA representado por diagrama



Fuente: American Society for Testing Materials – ASTM (2008). Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites - E1689 – 95 (reaprobado em 2008, p. XX, traducción nuestra).

● = camino completo, evaluación adicional recomendada.
○ = camino evaluado y considerado incompleta, no se recomienda ninguna otra evaluación.
* = las columnas terrestres y acuáticas pueden subdividirse según sea conveniente.

ejemplos de receptores terrestres: plantas, insectos, gusanos, mamíferos y aves. ejemplos de receptores acuáticos: perifiton, invertebrados bentónicos, insectos y peces.

Tabla

El principio de presentación y organización de la información en una tabla es similar al de la representación en diagramas. Los datos se dividen en temas y se secuencian según sus interacciones. Tiende a facilitar la comprensión de la evolución del MCA según las disciplinas que lo componen (geología, hidrogeología, contaminantes, etc.) y según las diversas actualizaciones que experimenta a lo largo del tiempo, tras cada campaña de recopilación de datos.

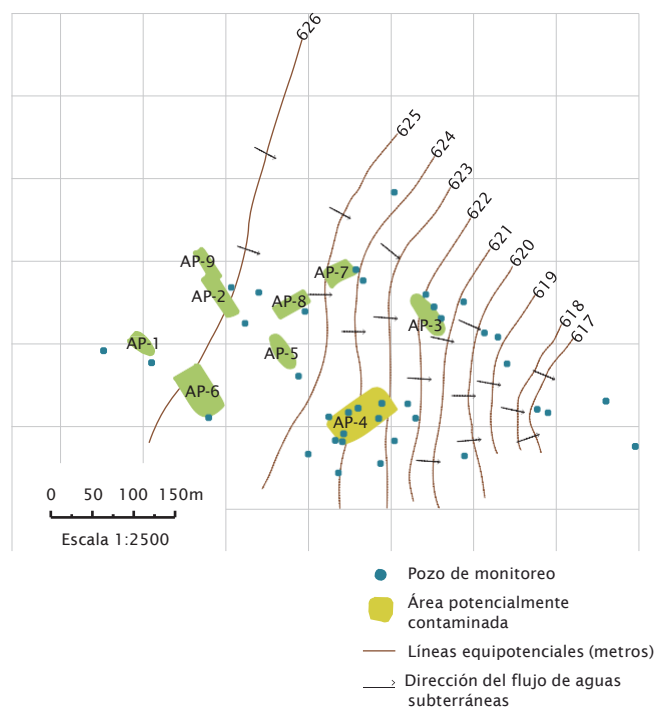
Representaciones geoespacializadas

Los datos recopilados y almacenados para un proyecto pueden ser complejos y voluminosos, sobre todo en lugares donde los estudios duran varios años. Sistematizar y espacializar los datos mediante programas informáticos es, por tanto, una forma de facilitar al equipo de planificación la interpretación y gestión del proyecto.

Los sistemas pueden aplicarse en plataformas CAD (Computer Aided Design) o SIG (Sistema de Información Geográfica), que fueron diseñadas para recopilar, almacenar, integrar, manipular, analizar y mostrar datos en un entorno con referencias espaciales. Estos sistemas permiten estudiar los datos visualmente, lo que facilita la detección de patrones, tendencias y relaciones que pueden no ser visibles en forma tabular o textual. También permiten compartir rápidamente la información entre todos los implicados.

Las representaciones geoespacializadas pueden desarrollarse tanto en dos dimensiones (2D) como en tres dimensiones (3D). Las figuras 3.3 y 3.4 ilustran la representación 2D, mostrando los datos espacializados en planta y sección, respectivamente.

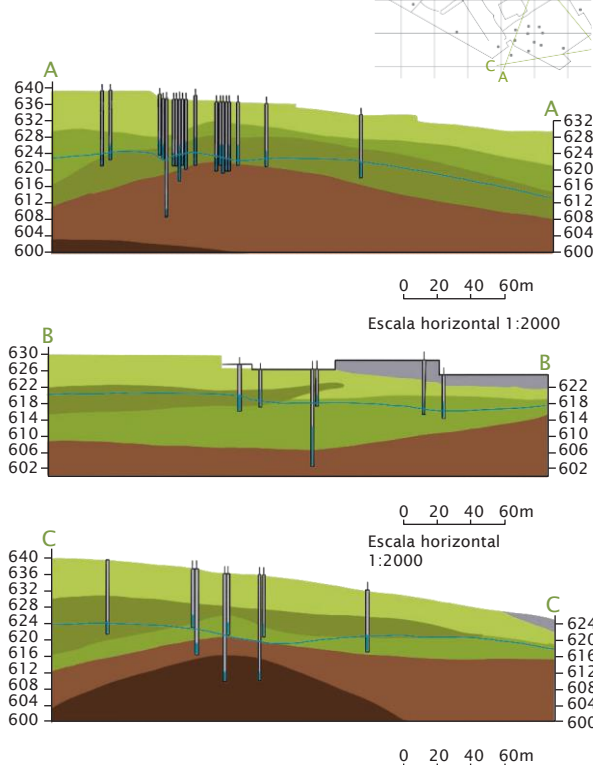
Figura 3.3. Modelo conceptual - representación en planta y mapa potenciométrico



Fuente: McMahon, A.; M.Heathcote, J.; Erskine, A. (2001). Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface (p. XX, traducción nuestra). National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/99/38/2, Environment Agency (UK).

Los análisis en 3D tienen en cuenta la distribución espacial y la profundidad de la contaminación. Mediante modelos geoestadísticos, es posible estimar el patrón de distribución en el área (figura 3.5), lo que permite interpretaciones espaciales (3D) o espaciales y temporales (4D) de los datos ambientales, así como evaluaciones de su incertidumbre.

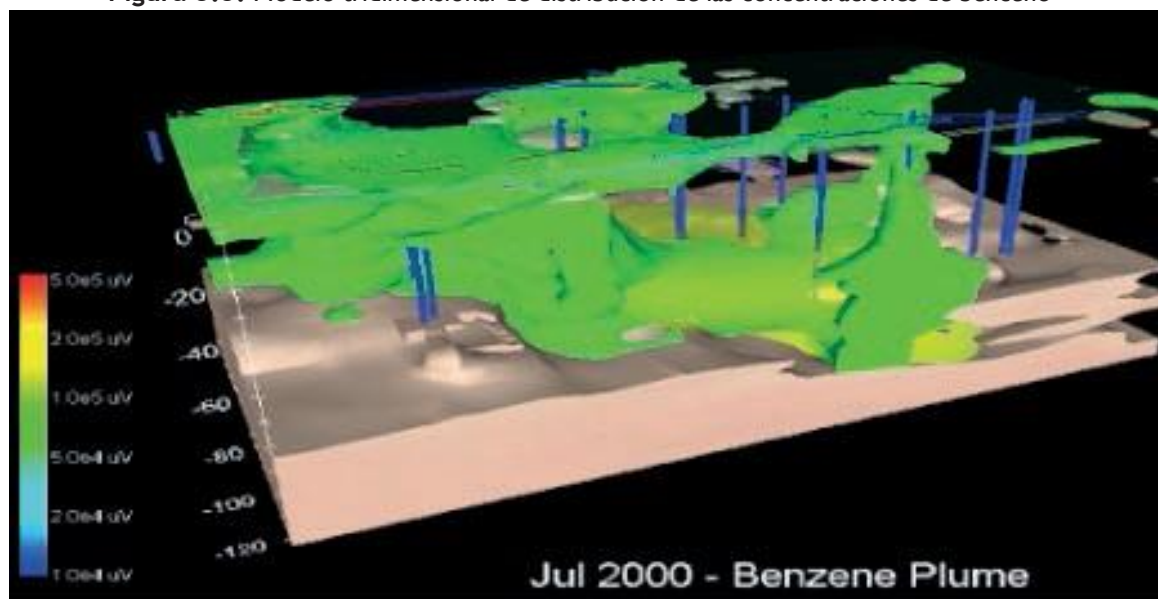
Figura 3.4. Modelo Conceptual - Sección que muestra la fuente, los medios de propagación del contaminante y el receptor



Fuente: Adaptado de CUNHA (2010, p. 27).

El uso de estos modelos ayuda a visualizar los datos y permite comprender mejor la situación en el área, lo que facilita la toma de decisiones. Estos modelos también facilitan la comunicación con las partes interesadas, ayudando, por ejemplo, a los organismos competentes y a la comunidad a comprender la situación.

Figura 3.5. Modelo tridimensional de distribución de las concentraciones de benceno



Fuente: U.S. ARMY - Corps of Engineers (2012). Engineer Manual: Environmental Quality – Conceptual Site Models (p. 76, traducción nuestra).

A menudo es necesario compartir información con partes no especializadas interesadas en la gestión del área, como residentes, jueces y fiscales. En estos casos, el MCA puede presentarse de forma gráfica y didáctica, como el dibujo técnico que se muestra en la **figura 3.6**.

Impresión 3D

Otra herramienta útil para fortalecer la comunicación con las partes interesadas es la tecnología de impresión 3D. Estos modelos requieren la elaboración de un modelo digital en 3D (que se puede realizar con programas como AutoCAD, EVS, EarthVision, RockWorks o Leapfrog), seguido de la conversión de los datos para su impresión, la selección de las estructuras que se van a imprimir (capas estratigráficas, pozos, edificios, etc.), la confirmación de la paleta de colores y, por último, la impresión y el acabado. Algunos modelos impresos en 3D aún permiten desmontar las diferentes piezas del modelo en bloques.

Figura 3.6. Ejemplo de un dibujo técnico que ilustra el Modelo Conceptual del Área.

Fuente: Autoría propia.

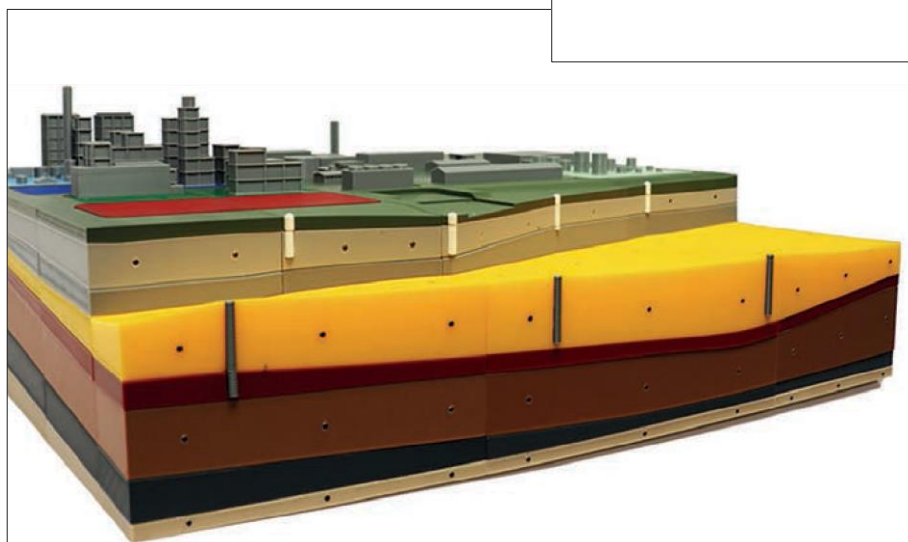
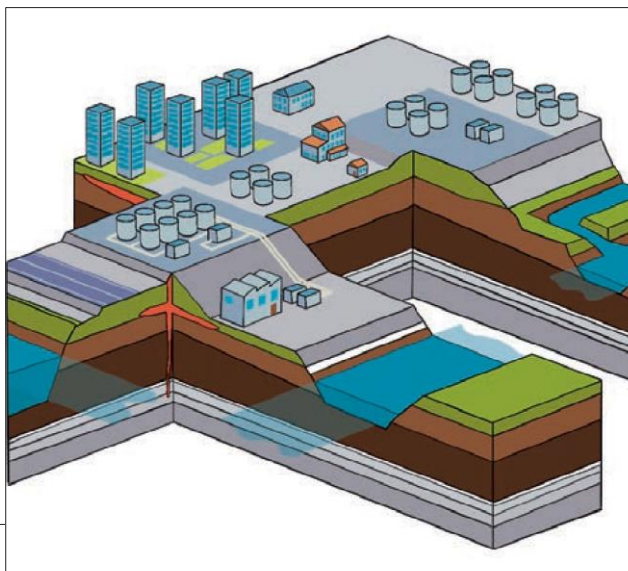


Figura 3.7. Ejemplo de un modelo impreso en 3D

Fuente: Autoría propia.

4.



TECNOLOGÍAS DE INVESTIGACIÓN EN ALTA RESOLUCIÓN

Paulo Lima
Cesar Malta
Marcos Tanaka
Ricardo Pompeu
Júlio Vilar
Alexandre Muselli Barbosa
Lucas Jardim

El presente capítulo presenta un resumen de la aplicación de las diferentes tecnologías de investigación de alta resolución (High-Resolution Site Characterization, HRSC) utilizadas para la construcción del modelo conceptual de áreas contaminadas.

El uso combinado de tecnologías de investigación permite mapear la geometría tridimensional de las áreas fuente y plumas de contaminación (en zonas no saturadas y saturadas) y la distribución de la masa de contaminantes durante la propia ejecución en campo, en tiempo real, de forma dinámica y con una gran cantidad de datos. La comprensión de las condiciones tridimensionales del flujo y el transporte de un área determinada son premisas fundamentales para la elaboración del MCA.

La comprensión de la heterogeneidad del medio es un punto clave del proceso de investigación. Por ejemplo, las zonas de alta conductividad hidráulica favorecen la movilidad o la propagación de la contaminación a través de mecanismos de advección y dispersión. Mientras que las zonas de baja conductividad hidráulica pueden permitir el almacenamiento de masa (derivado del proceso de difusión), lo que puede ejercer control sobre la persistencia de una contaminación a largo plazo.

Por lo tanto, el mapeo a escala detallada de las zonas de contraste de conductividad hidráulica y de distribución de masa es una condición primordial para la elaboración de cualquier modelo conceptual que tenga como objetivo respaldar el proceso de rehabilitación del área.

A escala de proyecto, el uso de estas tecnologías debe ir precedido preferentemente de una planificación sistemática y dinámica, teniendo en cuenta el reconocimiento adecuado de los objetivos del proceso de investigación y la representatividad de los datos que se van a recopilar. Otros aspectos relacionados con las características geotécnicas del área que se va a investigar también son determinantes para la elección adecuada de la tecnología o el método de investigación que se va a emplear y sus limitaciones.

La mayoría de las tecnologías aquí presentadas proporcionan la adquisición de datos en tiempo real, que deben interpretarse en campo para continuar adecuadamente el proceso de investigación durante la fase de adquisición de datos. Una vez generados los datos, deben utilizarse herramientas de gestión de datos, geoestadística y visualización para su tratamiento e interpretación, con el fin de facilitar una rápida toma de decisiones dentro del proceso de investigación.

Naturalmente, este capítulo no presenta información relativa a las investigaciones tradicionales basadas meramente en la construcción y muestreo de pozos de monitoreo debido a la existencia de normas técnicas nacionales, que ya contemplan estas actividades con el uso de herramientas “convencionales” (orificio manual, ensayo SPT, sondeo rotativo, entre otras).

4.1 Caracterización directa de la geología y la hidrogeología en alta resolución

Este artículo pretende presentar un resumen de las diferentes tecnologías de investigación de alta resolución que tienen como objetivo caracterizar la heterogeneidad del medio subterráneo a escala detallada.

Estas tecnologías se basan en el uso del sistema de perforación *Direct Push*, ya sea de perforación estática (CPT) o dinámica (martillo hidráulico). De este modo, el uso de estas tecnologías se limita a la capacidad de avance de la maniobra de perforación con el sensor, por lo que a veces es difícil de aplicar en capas extremadamente compactas, algunos suelos con alteración de la roca o con presencia de grava.

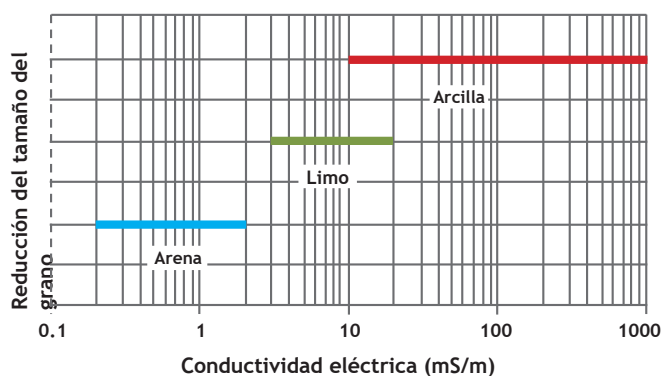
Perfilado de la Conductividad Eléctrica (CE)

Esta metodología de investigación se presenta en detalle en el trabajo desarrollado por Schulmeister et al. (2003) y Geoprobe (2017a). Según los autores, la conductividad del suelo, en general, varía según el tamaño del grano (**figura 4.1**). Los suelos con granos más finos, como el limo y la arcilla, tienden a producir una mayor conductividad eléctrica (EC) que los granos de arena y grava. Partiendo de esta premisa, el análisis de contrastes de valores de conductividad eléctrica a lo largo de una sección vertical o a lo largo de una sección transversal de una zona acuífera, por ejemplo, permite asociar la presencia y la geometría de los contactos geológicos existentes entre zonas más o menos conductivas hidráulicamente.

Según dicho estudio, los valores de conductividad eléctrica del suelo también se ven influidos por las fuerzas iónicas del agua de los poros del suelo. Los suelos contaminados en áreas con alta salinidad (natural o provocada por la aplicación de productos correctores) pueden presentar valores de conductividad eléctrica más altos que los límites normales del suelo natural del área y, por lo tanto, dificultar en ocasiones la interpretación hidroestratigráfica de una región determinada.

Para utilizar el sensor de conductividad eléctrica en campo, es necesario utilizar un sistema de perforación *Direct Push*, ya sea de perforación estática (CPT) o dinámica (martillo hidráulico). La **figura 4.2** muestra un esquema del uso del sensor de conductividad eléctrica con el sistema de fijación *Direct Push*.

Figura 4.1. Gráfico del potencial de valores de conductividad eléctrica frente al tipo de suelo

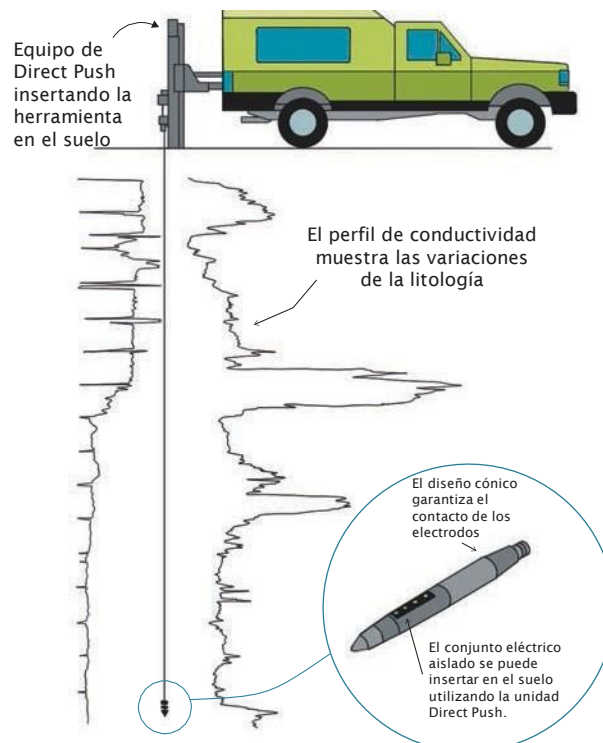


Fonte: adaptado de Geoprobe (2017a).

El uso de esta tecnología tiene la siguiente aplicación:

- Determinar el ancho y extensión lateral de acuíferos, acuitardos y unidades litológicas;
- Delinear acuitardos y acuíferos en el subsuelo;
- Construir secciones geológicas;
- Ayudar en la localización vertical y lateral para la instalación de pozos y secciones filtrantes;
- Verificar la extensión y el alcance de la aplicación de determinados productos correctores;
- Construir mapas por unidades litológicas.

Figura 4.2. Sistema de perforación *Direct Push* con el sensor de EC (Geoprobe, 2017a)



El resultado del levantamiento se compila en un perfil vertical (log) por punto investigado, y los valores se expresan en milisiemens por metro (mS/m).

Como en cualquier método de investigación, se recomienda recoger muestras de suelo a lo largo de una perforación para confirmar los resultados del perfil de conductividad eléctrica a diferentes profundidades y en algunos puntos estratégicos del área de estudio, con el fin de confirmar los resultados de los registros (logs) generados. En determinadas condiciones hidroquímicas existentes en un acuífero determinado, estas muestras también pueden confirmar o descartar incertidumbres de los datos generados en relación con la influencia iónica de contaminantes o la salinidad del medio.

Perfilado por *Hydraulic Profiling Tool* (HPT)

El principio de funcionamiento de la sonda HPT (*Hydraulic Profiling Tool*) se basa en la relación entre la presión necesaria para inyectar un flujo de agua en el suelo a un caudal de inyección relativamente constante a medida que la sonda avanza en el subsuelo, midiendo y registrando continuamente las variaciones de presión y caudal a lo largo de todo el perfil de perforación. La medición de la presión de inyección en el sistema se realiza mediante un transductor situado en la sonda, lo que garantiza que solo se mida la presión de inyección, excluyendo las pérdidas de carga del tubo de flujo de línea (**figura 4.3**). Además de medir la presión de inyección, el HPT también se puede utilizar para medir la presión hidrostática en condiciones de flujo cero (inyección desconectada). Esto permite desarrollar un gráfico de presión hidrostática para registrar y predecir la posición del nivel del agua bajo la influencia de la presión atmosférica.

La aplicación del método y las buenas prácticas para su ejecución pueden presentarse en la norma ASTM D8037/D8037M-16: *Standard Practice for Direct Push Hydraulic Logging for Profiling Variations of Permeability in Soils*, es el material de referencia utilizado para la elaboración de este texto.

La presión registrada en el sistema es una relación directa con las características estratigráficas del medio y su transmisividad. De esta manera, cuanto mayor sea la presión necesaria para crear el flujo, menor será la permeabilidad de la capa.

Es decir, el resultado obtenido por el HPT puede utilizarse para identificar posibles vías de migración de

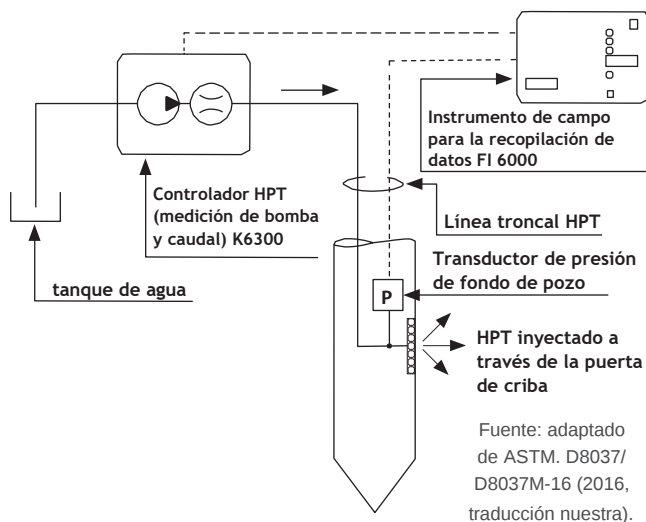
contaminantes (zonas de alta conductividad hidráulica) o zonas de retención de masa (zonas de baja conductividad hidráulica) y la creación de un perfil hidroestratigráfico detallado, con la identificación de zonas ideales para la realización de muestreos ambientales, zonas para la inyección de material remediador o para proporcionar orientación cualitativa sobre la dificultad de inyección en diferentes zonas de la formación.

Una de las ventajas del sistema es la posibilidad de utilizar herramientas combinadas en la misma sonda, como el sistema EC simultáneo al HPT. Dado que el sistema HPT realiza mediciones que dependen directamente de las características físicas del medio, la asociación con el sistema EC permite que, durante el análisis de los resultados, se puedan determinar anomalías presentes, como entornos salinos o alteraciones causadas por los efectos de contaminantes, lo que refina aún más los datos obtenidos.

Un punto a destacar es la realización de pruebas de respuesta y ensayos por duplicado. La prueba de respuesta se realiza antes y después del ensayo (preprueba y posprueba). El objetivo es verificar la integridad del sistema y evaluar si la operación de campo se realizó correctamente, antes de realizar la perforación y al final de la prueba, lo que permite detectar cualquier problema durante la ejecución, como obstrucciones o mal funcionamiento.

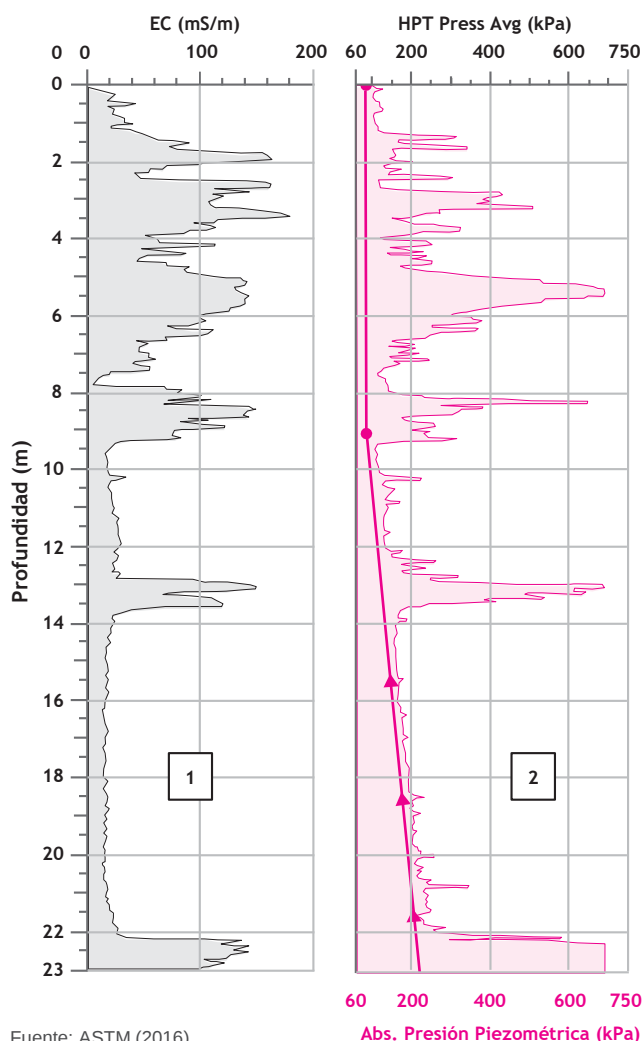
Las duplicadas se pueden realizar dentro de un pequeño espacio de muestreo y garantizan la replicabilidad de los resultados. Estos procedimientos de garantía y control de calidad (QA/QC) garantizan que los datos sean confiables y puedan utilizarse durante el proyecto con el menor grado de incertidumbre posible.

Figura 4.3. Diagrama de composición del sistema HPT



La realización del ensayo es relativamente sencilla, siguiendo los mismos procedimientos de operación de los sistemas de perforación y otros sistemas de alta resolución. Un ejemplo de los resultados obtenidos tras la realización de los ensayos de HPT se presenta en los registros de sondeo que figuran a continuación, en los que la **figura 4.4** muestra un ejemplo de lectura estándar.

Figura 4.4. Registro estándar del perfilado conjunto de EC (1) y HPT (2).



Fuente: ASTM (2016).

Ensayos de *Piezocono* (CPTu) y *Piezocono* de Resistividad (RCPTu)

El ensayo de *Cone Penetration Test* (CPT) es una herramienta procedente de la geotecnia que, mediante sensores de presión, mide la resistencia en punta (q_c) y la resistencia a la fricción lateral (f_s). Los estudios presentados por Robertson y Campanella (1986) permiten relacionar estos dos valores obtenidos mediante el ensayo CPT con las diversas características de comportamiento del suelo, entre ellas, la conductividad hidráulica del medio (K).

Según Riyis (2012), el CPT puede combinarse con otras herramientas, como los sensores CPTu (una adición del sensor de presión de poro al CPT) y RCPTu (una adición del sensor de conductividad eléctrica al CPTu). En este trabajo, los autores demostraron que utilizando herramientas de obtención de datos hidroestratigráficos por monitoreo de presión (CPTu, RCPTu) es posible obtener datos cuantitativos de conductividad hidráulica con bajos niveles de incertidumbre, al igual que los ensayos tipo slug test, métodos ya consolidados en hidrogeología.

Los ensayos con piezocono se realizan mediante la penetración de los sensores por fuerza hidráulica, sin percusión, y permiten identificar el perfil estratigráfico y evaluar de forma preliminar los parámetros del subsuelo. Este ensayo se lleva a cabo mediante una punta cónica, instalada en el extremo de un conjunto de vástagos e introducida en el suelo a una velocidad constante de 2 cm/s. El cono tiene un vértice de 60° , 10 cm² de área en la punta y 150 cm² de área en el manguito de fricción. El piezocono tiene celdas de carga que registran la resistencia de la punta (q_c) y la fricción lateral (f_s), además de uno o más transductores que miden la presión de poro (u) durante la perforación (Giacheti et al., 2015). En general, la resistencia punta (q_c) suele ser alta en arenas y gravas y baja en limos y arcillas, mientras que la fricción lateral es baja en arenas y alta en arcillas.

En la **figura 4.5** se muestra un resultado típico de un ensayo con piezocono, en el que se puede observar un perfil de variación con la profundidad de los parámetros medidos.

Además, durante el ensayo CPTu, también es posible realizar un ensayo de disipación de exceso de presión de poro (PPDT) a cualquier profundidad durante la ejecución del ensayo, registrando la disipación del exceso de presión de poro generado durante la perforación con el tiempo. La determinación de la presión de poro de equilibrio puede proporcionar el valor de la conductividad hidráulica horizontal (K_h) del acuífero en ese punto.

Según Payne, Quinnan & Potter (2008) y Robertson (1990), el CPTu es capaz de detectar diferencias en unidades hidroestratigráficas, como la matriz del acuífero (arenas y gravas) y los acuitardos (lodos y arcillas), debido a la forma en que los sensores, enumerados a continuación, responden a las características del suelo:

- **Resistencia de punta:** es proporcional al tamaño del grano, cuando los suelos presentan niveles comparables de compactación o densidad en el lugar. Una mayor

resistencia de punta implica un aumento del tamaño del grano, pero también puede indicar cementación, condiciones de suelo muy denso y arcillas más consolidadas.

- **Fricción lateral:** es proporcional al contenido de arcilla y limo debido a su naturaleza cohesiva. Por lo general, una mayor fricción lateral implica un mayor contenido de limo y arcilla. La relación entre la fricción lateral y la resistencia de punta, denominada relación de fricción, se utiliza habitualmente junto con la resistencia de punta en la tabla de comportamiento del suelo.

- **Presión de poro:** la presión hidrostática aumenta linealmente con la profundidad por debajo del nivel freático. A medida que la punta avanza en el área saturada, el agua subterránea va siendo desplazada. Elevadas permeabilidades de arenas y gravas disipan fácilmente esta agua desplazada, produciendo mediciones cercanas a la presión hidrostática. Los limos y arcillas

disipan fácilmente el exceso de presión en el agua, lo que da lugar a valores elevados de presión de poro.

El procedimiento del ensayo de penetración de cono con mediciones de presión de poro está estandarizado por la norma ASTM D6067/ D6067M-17. La **figura 4.6** ilustra la representación gráfica de una punta de piezocono.

Según Riyis (2012), el piezocono de resistividad (RCPTu) consiste en un sensor de resistividad (o conductividad eléctrica), instalado detrás de un piezocono estándar, que permite medir continuamente la resistencia a un flujo de corriente eléctrica aplicada al suelo. De este modo, es posible detectar la presencia, por ejemplo, de iones disueltos derivados de: degradación de materia orgánica, intrusión salina, pH ácido, entre otros, o detectar la presencia de minerales arcillosos, más conductores eléctricamente que las arenas.

Figura 4.5. Resultado típico de un ensayo de piezocono y su interpretación

Fuente: Riyis (2012).

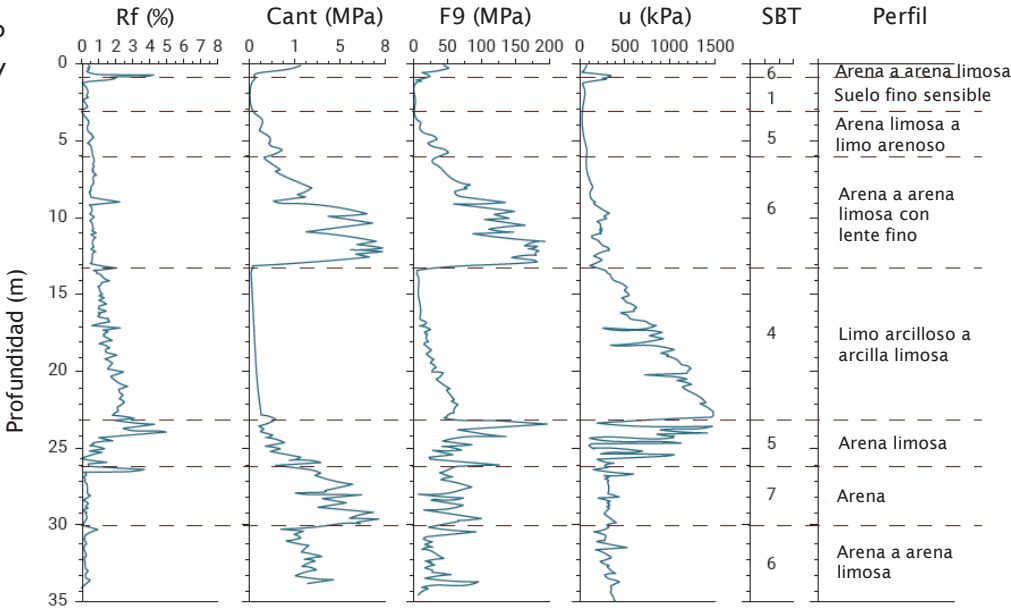
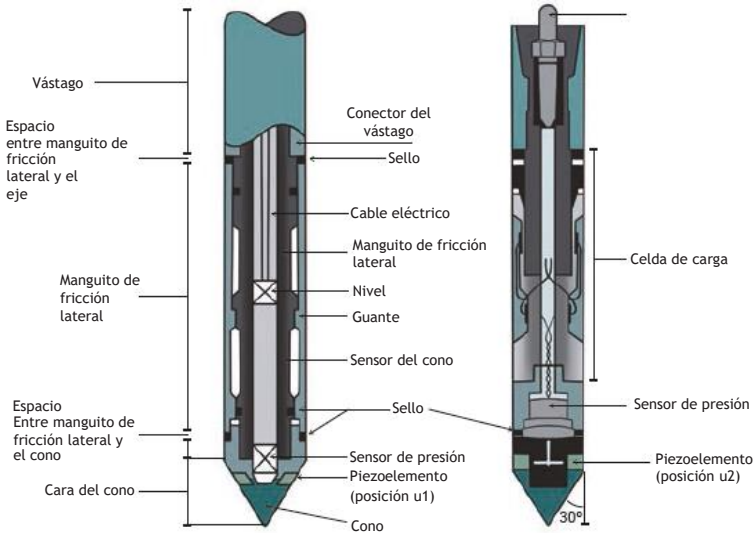


Figura 4.6. Representación esquemática de una punta de piezocono

Fuente: Derrite (2017).



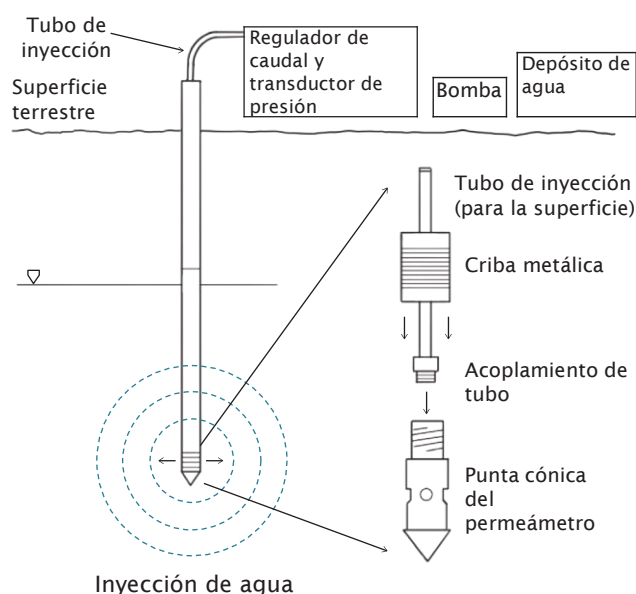
Direct Push Injection Logging (DPIL)

Según Dietrich et al. (2008), la conductividad hidráulica horizontal relativa (K_r) a lo largo de un perfil vertical puede calcularse utilizando la tasa de inyección, la presión y algunos parámetros para corregir la resistencia del sistema de inyección. De este modo, la resistencia del sistema debe eliminarse de la resistencia total medida en el transductor, que forma parte de la instrumentación del sistema, situado en la superficie. Los problemas técnicos o las influencias sobre las tasas de flujo pueden determinarse aplicando diferentes tasas y mediciones de las presiones totales, cuyos resultados calculados de K_r deben ser iguales a las mismas profundidades. La teoría y los detalles de este método, así como la determinación de la resistencia del tubo, han sido presentados en detalle por Dietrich et al. (2008).

El DPIL es una herramienta de pequeño diámetro con un filtro corto (**figura 4.7**) que está conectado al extremo inferior de un tubo con punta y avanza hacia el subsuelo mediante tecnología de perforación *Direct Push*. A medida que la herramienta avanza, se inyecta agua continuamente a través del filtro a una velocidad relativamente alta para mantenerlo limpio.

Al alcanzar una profundidad en la que se desea obtener información sobre la conductividad hidráulica horizontal, se detiene el avance y se mide la presión del agua en el tubo de inyección a diferentes tasas de inyección, utilizando un transductor de presión y un controlador de flujo en la superficie.

Figura 4.7. Diagrama de la herramienta DPIL



Fuente: Dietrich et al. (2008).

Según Dietrich, la resistencia en el filtro (resistencia total - resistencia del tubo) es inversamente proporcional a la conductividad hidráulica relativa de los estratos adyacentes al filtro. Así, utilizando esta resistencia, se puede calcular una relación que sirva como representación para el cálculo.

del K_{DPIL} (ecuación1):

Ecuación 1

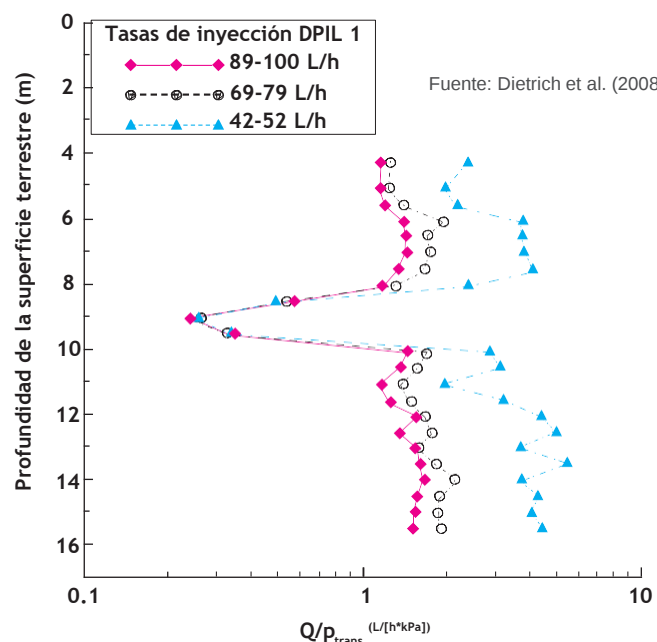
$$K_{DPIL} = 1 / (R_{total} - R_{turbo})$$

R = factor de retardo (adimensional)

K_{DPIL} = coeficiente de partición entre el suelo y el agua [$L^3 M$]

Según los autores, el cálculo de la relación K_{DPIL} requiere conocer la resistencia del tubo. Por lo tanto, se debe utilizar una linealización de la relación entre la resistencia del tubo y la tasa de flujo para condiciones de flujo laminar o turbulento. Al igual que en otras herramientas de investigación, los resultados del ensayo se representan gráficamente, tal y como se muestra en la **figura 4.8**.

Figura 4.8. Perfilado vertical DPIL para diferentes caudales



Fuente: Dietrich et al. (2008).

Al igual que otras herramientas de investigación basadas en el avance del sistema *Direct Push*, el potencial de avance en profundidad de esta tecnología viene determinado por el grado de compactación del suelo o sedimento del área investigada. Cabe destacar que ambos sistemas tienen limitaciones en cuanto a la velocidad de perforación, por lo que es necesario un mayor control del proceso para obtener datos de mayor calidad.

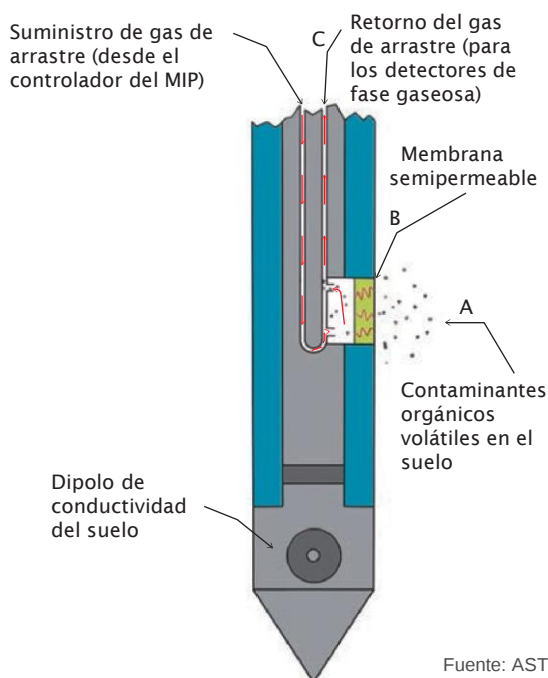
4.2 Caracterización directa de contaminantes en alta resolución

Membrane Interface Probe (MIP)

La tecnología MIP (*Membrane Interface Probe*) es un sistema semicuantitativo ágil y de campo que detecta compuestos orgánicos volátiles (COV) en suelos y aguas subterráneas, donde la perforación se realiza de forma continua mediante un sistema de avance de perforación tipo *Direct Push*.

La tecnología MIP consiste en una sonda que tiene una placa calefactora (120 °C) situada en su parte central, donde se crea una situación de aumento de la presión de vapor mediante la volatilización de los contaminantes. Estos son capturados a través de una membrana permeable (solo para vapores) y transportados a un cromatógrafo con diferentes detectores situados en el lugar (**figura 4.9**). Las cuantificaciones se correlacionan con las profundidades, generando un registro que permite evaluar la distribución de las concentraciones a lo largo del perfil vertical.

Figura 4.9. Principio de funcionamiento de la sonda MIP

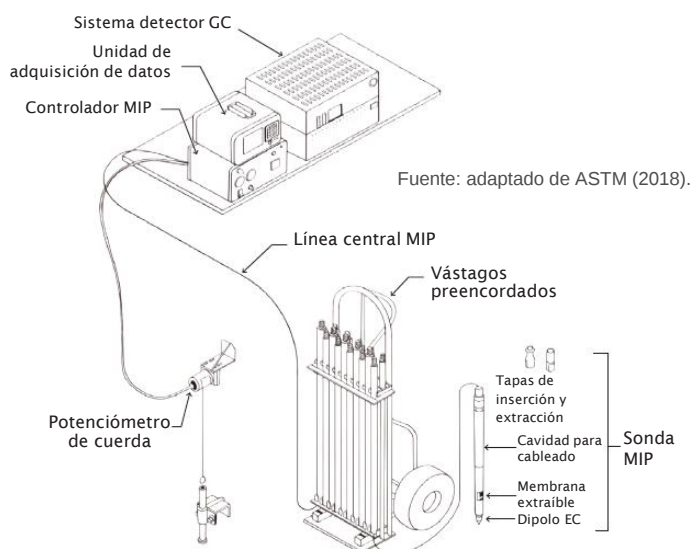


Fuente: ASTM (2018).

La aplicación del método y las buenas prácticas para su ejecución están respaldadas por la norma ASTM D7352-18: *Standard Practice for Volatile Contaminant Logging Using a Membrane Interface Probe (MIP) in Unconsolidated Formations with Direct Push Methods*, siendo este el material de referencia utilizado para este texto.

El sistema MIP (**figura 4.10**) proporciona de forma rápida y económica la delimitación y un barrido diverso de compuestos orgánicos volátiles (benceno, tolueno, tricloroetileno, tetrafluoretileno, etc.) en profundidad y en tiempo real, optimizando la toma de decisiones en campo, como los lugares de muestreo más representativos para el área. La aplicación del MIP para investigar las fases libre y retenida también se lleva a cabo mediante el uso de detectores específicos acoplados al cromatógrafo (por ejemplo, detectores XSD o DELCD).

Figura 4.10. Composición del sistema MIP



Fuente: adaptado de ASTM (2018).

El sistema puede configurarse según las necesidades y la planificación de la aplicación del equipo. En la sonda, además de la membrana permeable, existe un sensor de EC ya acoplado, que repila los datos de conductividad eléctrica del medio, lo que constituye una determinación indirecta de la disposición estratigráfica (como ya se ha comentado anteriormente). También existe la posibilidad de que esta sonda tenga HPT.

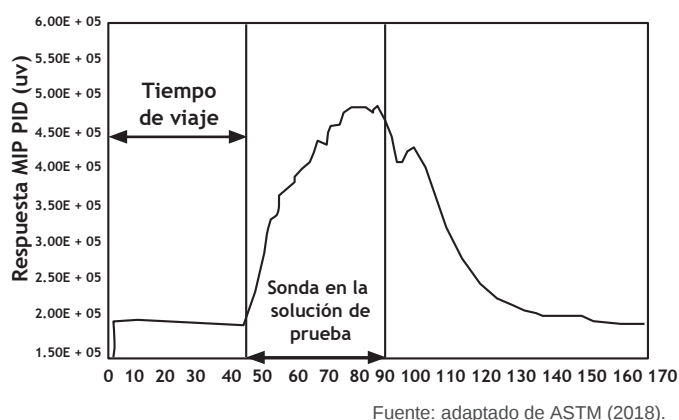
En la parte analítica, el cromatógrafo cuenta con un detector PID (detector de fotoionización), que utiliza radiación ultravioleta para ionizar moléculas, siendo un método prácticamente no destructivo, lo que permite el uso de otros sensores en serie y se utiliza para la detección de compuestos aromáticos, como los isómeros BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos).

El detector FID (detector de ionización por llama), como su nombre indica, utiliza una llama de hidrógeno para ionizar las moléculas. Se trata de un sensor con propiedades destructivas instalado posteriormente al PID, que se aplica en la detección de contaminantes con alto contenido en carbono (propano, octano, heptano e hidrocarburos alifáticos volátiles).

El XSD (detector específico de halogenados) es un detector de fácil mantenimiento, también destructivo de los vapores analizados por el cromatógrafo y utilizado de manera concluyente para validar plumas o áreas fuente que involucren disolventes clorados (p. ej. TCE, PCE, DCE etc). Otro detector que puede acoplarse en lugar del XSD es el DELCD (detector de conductividad electrolítica seca), una alternativa no radiactiva al antiguo detector ECD, que utiliza pirólisis para reaccionar con las sustancias presentes en el gas de arrastre. En este proceso se forma dióxido de cloro, que se determina a través de las corrientes generadas y registradas. El DELCD es también un detector destructivo utilizado habitualmente para la determinación selectiva de especies cloradas.

Los procedimientos de control de calidad de los datos (figura 4.11) comienzan con la preparación del equipo antes de realizar el ensayo e incluyen una prueba de respuesta realizada específicamente para el contaminante objetivo (preprueba). Dado que el principio de funcionamiento del sistema se basa en el transporte de la molécula de interés desde el subsuelo hasta el cromatógrafo para su detección y registro, debe determinarse el tiempo transcurrido entre la captura y la detección (*trip time*) para su compensación en el sistema de adquisición de datos. Este tiempo varía en función del flujo del gas de arrastre utilizado (nitrógeno), del tamaño del cable utilizado en el campo (*trunkline*) y del tamaño de las moléculas volatilizadas (cuanto más grandes son las moléculas, mayor es el tiempo de transferencia).

Figura 4.11. Prueba de respuesta con determinación del *trip time* para benceno en el sensor PID



Las pruebas de respuesta también deben realizarse después de cada perfilado (posprueba). Esto garantizará la validez de los datos y la integridad de la información generada por el sistema.

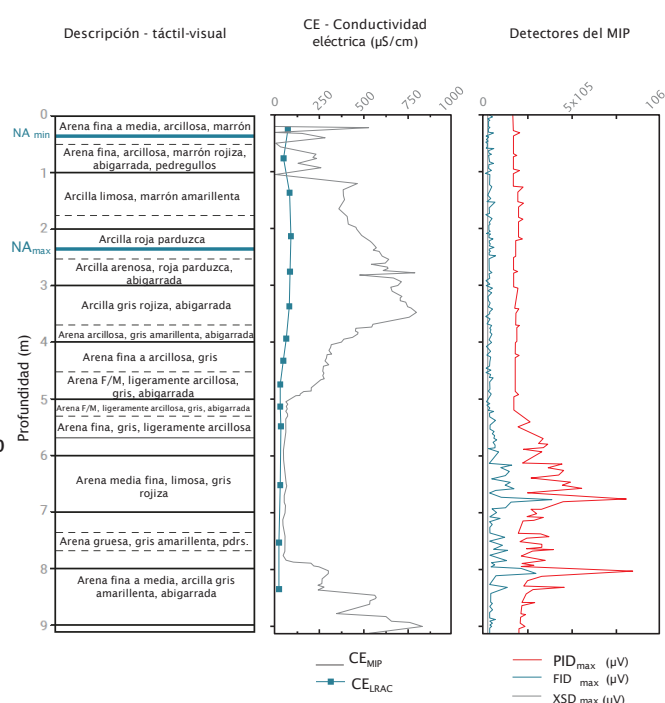
Además de las pruebas químicas mencionadas anteriormente, también se realizan otras inspecciones: de

integridad de la membrana, verificando si sus características no han sido alteradas; de mediciones del flujo de gas en línea, garantizando así que los registros obtenidos sean válidos; y durante la realización del ensayo, garantizando que no haya habido variaciones en el flujo de gas de arrastre (nitrógeno).

Otro procedimiento que se puede aplicar en el campo es la realización de perforaciones duplicadas, lo que garantiza la replicabilidad de los resultados, destacando que, en algunas situaciones, las variaciones espaciales de concentración pueden ser grandes, por lo que se trata de un procedimiento cuyos resultados deben analizarse con criterio técnico.

Un resultado típico del perfilado MIP se muestra en la figura 4.12, donde puede observarse que la variación de señales del perfilado de EC con los otros sensores del MIP. En este caso, se observan valores elevados detectados por los sensores PID y FID desde una profundidad de 5 m, con los picos más altos en torno a los 7 m y 8 m, estando éstos en la capa arenosa, lo que demuestra que las concentraciones se localizan en las capas más permeables del área, corroborando el concepto de que se trata de un punto externo a la fuente (señales sólo en posiciones más profundas), pero con un proceso relevante de flujo de masa a través del acuífero.

Figura 4.12. Perfiles comparativos con los resultados precisos y en tiempo real de los sensores CE y MIP (PID, FID y XSD)



Los resultados del uso de la tecnología MIP permiten elaborar un plan de acción más confiable, con datos semicuantitativos, de modo que el modelo conceptual del área se construya con un menor grado de incertidumbre, con mayor agilidad y con un menor costo asociado.

El uso de la tecnología MIP puede aplicarse en diversas etapas de la gestión de áreas contaminadas: la revisión de la evaluación preliminar, a lo largo de las etapas de investigación confirmatoria y detallada, en la investigación para la remediación, como verificación de la eficacia de procesos de investigación previos o de remediaciones en curso y orientando las etapas de monitoreo/seguimiento periódico.

Para el sistema MIP, se ofrecen herramientas que se pueden acoplar a las puntas de perforación, lo que permite obtener una mayor cantidad de datos en una sola perforación y optimizar las actividades. Entre estas herramientas se encuentra el HPT, en el que la punta de inyección se encuentra en la parte superior de la sonda, lo que permite obtener datos de permeabilidad del medio y del nivel de agua simultáneamente a la perforación, además de la ventaja de poder comparar los resultados del EC y del HPT, lo que permite verificar la presencia de anomalías e interferencias del medio físico en los datos del sistema EC.

El sistema también cuenta con la posibilidad de acoplar la punta de CPTu, que se encuentra en la parte inferior de la sonda de perforación. En este sistema es posible obtener los parámetros del CPTu (parámetros físicos del medio), datos de EC y MIP. En esta configuración, también es posible comparar los datos obtenidos por el EC con el CPTu, verificando la presencia de anomalías.

Cabe destacar que ambos sistemas tienen limitaciones en cuanto a la velocidad de perforación, por lo que es necesario un mayor control del proceso para obtener datos de mayor calidad. Otro punto a tener en cuenta son los límites máximos de perforación del MIP, que, dependiendo del área, pueden restringir su uso. Una de las dificultades de la operación de múltiples sistemas es el aumento de la cantidad de variables que deben controlarse para obtener una adquisición de datos real y confiable; cuanto más complejo es el sistema, mayores son las necesidades de control.

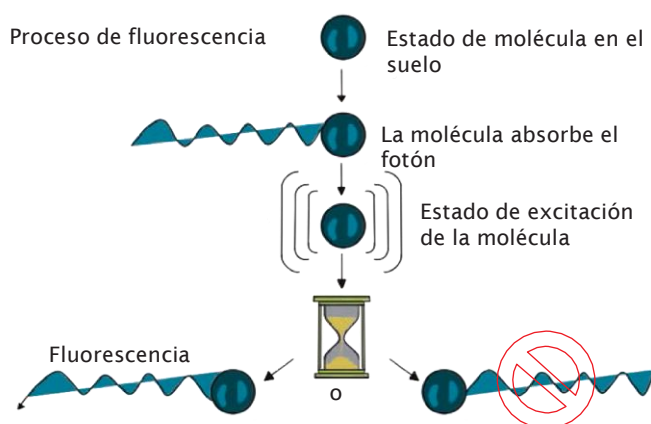
Es importante destacar que algunas muestras deben recogerse y analizarse en un laboratorio acreditado para poder correlacionarlas con los resultados obtenidos mediante estas tecnologías de investigación.

Laser Induced Fluorescence (LIF)

El fenómeno de Fluorescencia Inducida por Láser (LIF) tiene una amplia aplicación en diversos procesos industriales. Más recientemente, esta técnica fue adaptada al mercado ambiental y actualmente se puede utilizar para la detección directa de la fase retenida y/o la fase libre de productos como: gasolina, diésel, queroseno, aceite de motor, aceite de corte, aceite hidráulico, aceite combustible, aceite crudo, alquitrán, creosota y algunos otros productos hidrocarburos. El método se utiliza mucho en la investigación de fase libre de tanques enterrados, oleoductos, refinerías, áreas de almacenamiento de combustibles, derrames y fugas de combustibles, centros de mantenimiento industrial, lagunas de residuos, áreas de aplicación de creosota en madera (por ejemplo, traviesas de ferrocarril), entre otras áreas.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) fluorescen cuando se excitan eléctricamente con luz ultravioleta de longitudes de onda específicas. El fenómeno de la fluorescencia se produce cuando una molécula absorbe un fotón de alta energía y responde a este estímulo emitiendo un fotón de baja energía, es decir, de mayor longitud de onda. Este proceso da lugar a una diferencia de energía entre la absorción y la emisión, que se disipa en forma de calor. En otras palabras, la sustancia vuelve a su estado normal después de haber sido llevada a un estado eléctrico de mayor grado de energía. Todo el evento ocurre en un período de tiempo extremadamente reducido (del orden de millonésimas de segundo). La **figura 4.13** presenta de forma ilustrativa el proceso de fluorescencia.

Figura 4.13. Proceso conceptual de fluorescencia



A continuación, se describen dos tecnologías que utilizan el principio de la fluorescencia inducida por láser: *Optical Image Profiler* (OIP) y *Ultra Violet Optical Screening Tool* (UVOST).

Optical Image Profiler (OIP-UV y OIP-G)

La tecnología *Optical Image Profiler* (OIP) utiliza LED ultravioleta (OIP-UV) o diodo láser verde (OIP-G) para generar longitudes de onda de 275 nm y 520 nm, respectivamente. Cuando la punta con los sensores perfora mediante *Direct Push* y entra en contacto con el suelo contaminado, la exposición de estos contaminantes a sus respectivas longitudes de onda en la subsuperficie permite el efecto de fluorescencia, que se registra con una cámara fotográfica de alta definición (figura 4.14).

Dependiendo del hidrocarburo que se esté excitando, cada señal de fluorescencia tiene una respuesta típica en relación con la longitud de onda emitida. Las mezclas ligeras de hidrocarburos, como el queroseno o el diésel, tienen mayor reflectancia cuando se excitan con longitudes de onda cortas, por lo que se recomienda el uso de OIP-

-UV. Los hidrocarburos más pesados, como el alquitrán o el creosota, tienen patrones de respuesta

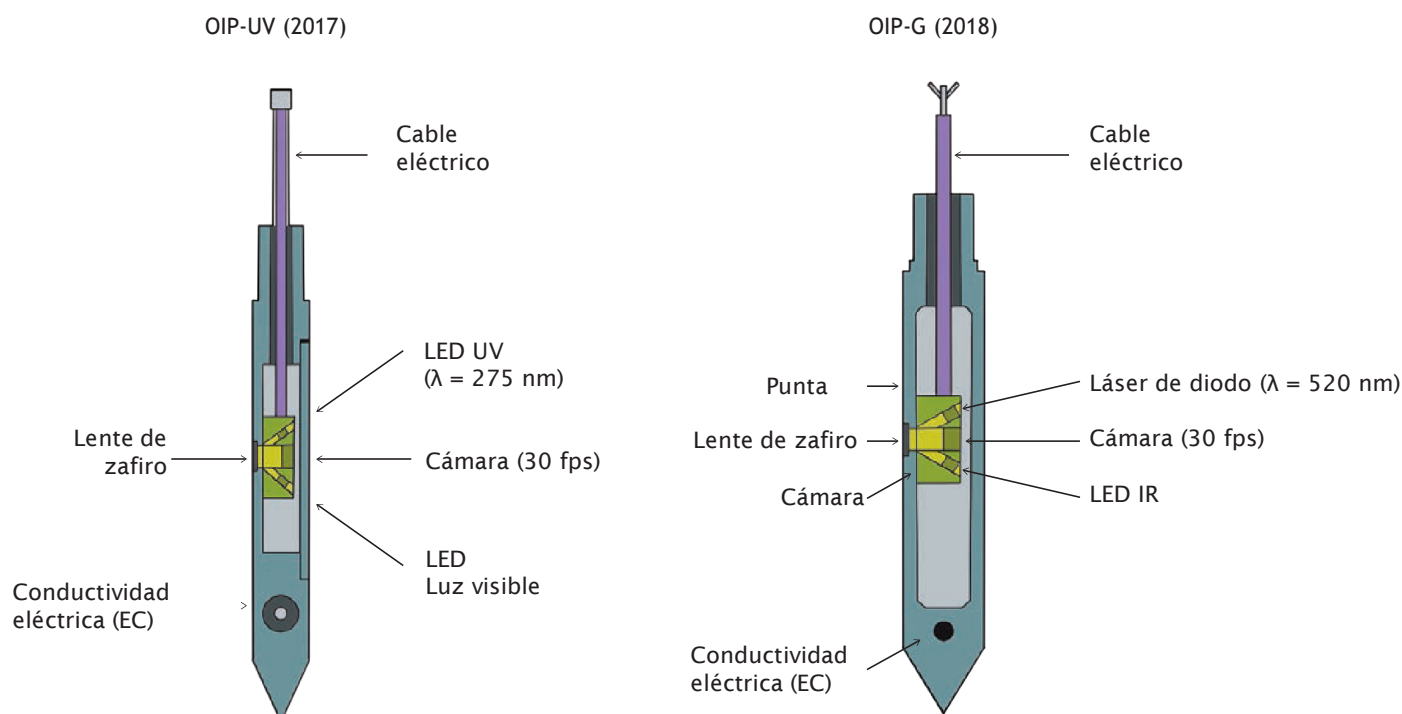
asociados a longitudes de ondas más altas, donde se recomienda el uso del OIP-G (figura 4.15).

Según la figura 4.16, las imágenes se generan automáticamente cada 1,5 cm de profundidad (66 imágenes por metro) y se filtran e interpretan mediante el sistema de adquisición de datos, que produce en tiempo real un gráfico con el perfil vertical de fluorescencia con sus imágenes para su interpretación técnica. El sistema también permite obtener imágenes fotográficas con luz visible, lo que permite perfilar el suelo con visualización y detalle a nivel granular y en color, registrando también la litología en alta definición.

Esta metodología permite detallar simultáneamente las condiciones geotécnicas, geológicas, hidrogeológicas y químicas del subsuelo en cada perforación a lo largo de la profundidad estudiada, cuando se utiliza junto con los sensores HPT (Hydraulic Profiling Tool) y EC.

Las buenas prácticas para el manejo de las tecnologías OIP se encuentran actualmente (2020) en discusión para su estandarización por parte de la ASTM WK66935: *New Practice for Use of the Optical Image Profiler (OIP) to Delineate the Presence of LNAPLs in Unconsolidated Formations*.

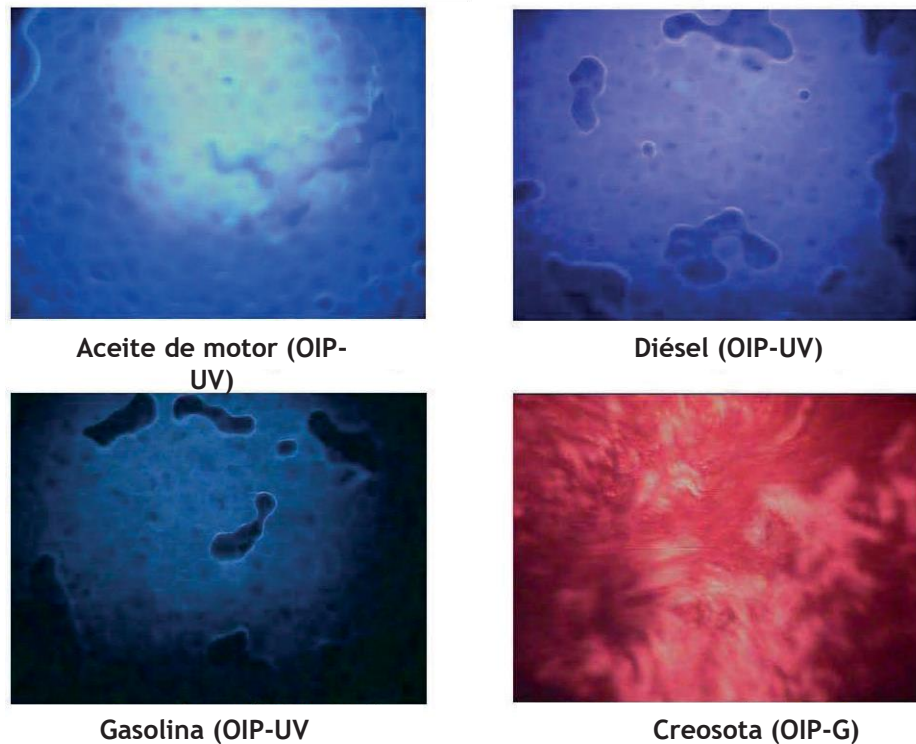
Figura 4.14. Disposición de las puntas OIP-UV y OIP-G



Fuente: adaptado de Malta-Oliveira (2019).

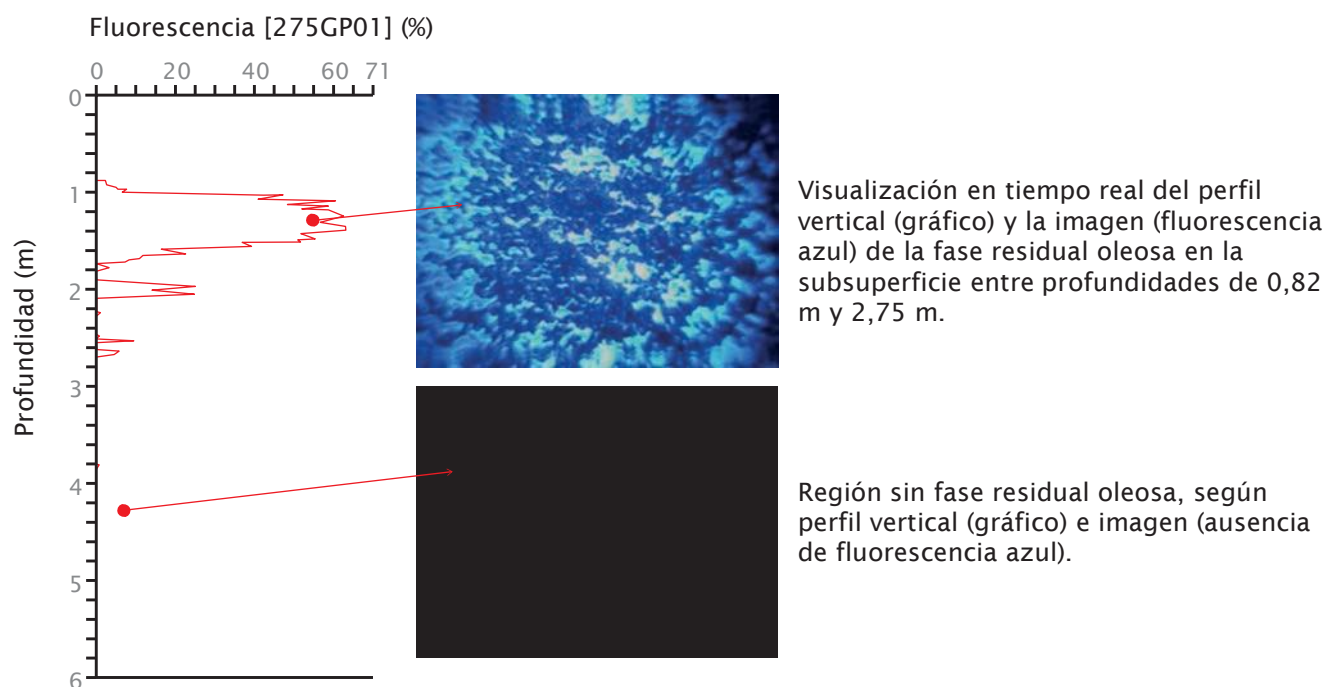
Figura 4.15. Ejemplos de diversas coloraciones fluorescentes en función de la contaminación detectada por las tecnologías OIP-UV y OIP-G

Variaciones en la coloración de fluorescencia (OIP-UV y OIP-G)



Fuente: adaptado de Geoprobe (<https://geoprobe.com/oip-optical-image-profiler>).

Figura 4.16. Resultados del perfilado con OIP-UV.

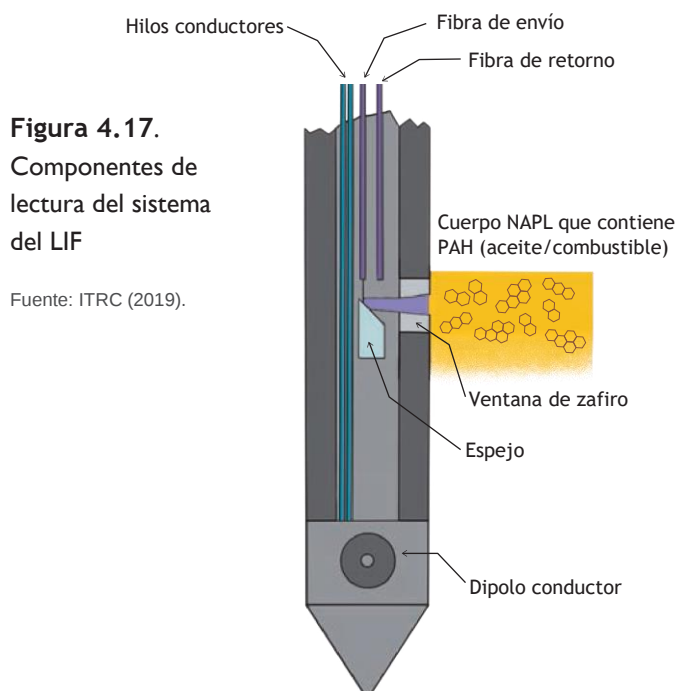


Fuente: adaptado de Malta-Oliveira (2019).

Ultra Violet Optical Screening Tool (UVOST)

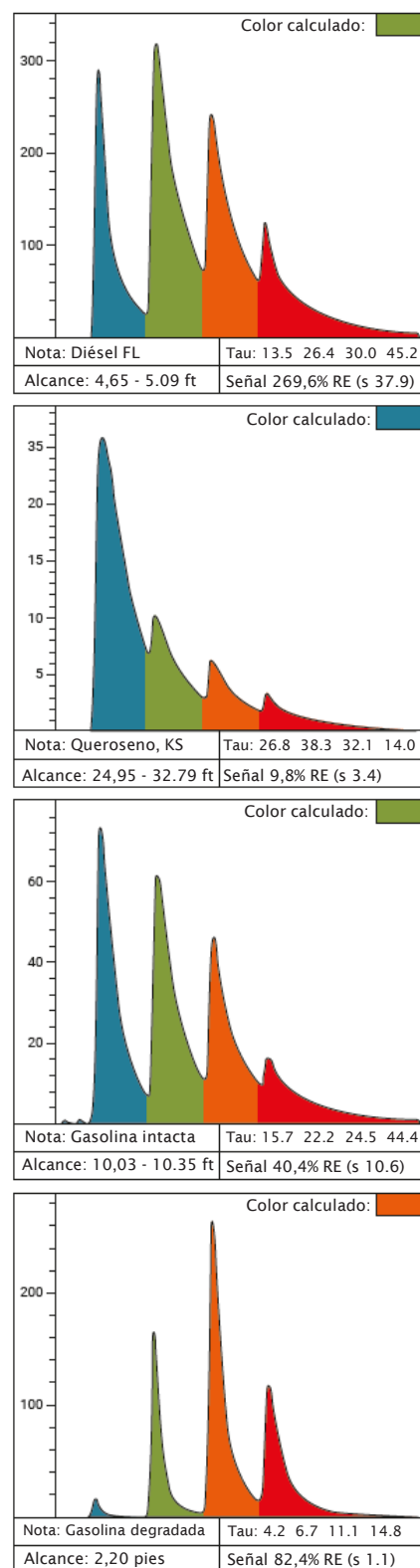
El método UVOST se basa en el uso de un sensor de detección, que está formado por una luz láser monocromática, compuesta por una mezcla compleja de gases (cloruro de hidrógeno, xenonio y helio). El cambio/recarga del cilindro con esta mezcla específica es difícil de obtener y tiene un costo elevado. El haz de láser se conduce a través de un cable de fibra óptica a lo largo de todo el cableado mediante vástagos prolongadores y llega al subsuelo/agua subterránea a través de una ventana de zafiro, elemento circular acoplado a un SUB (vástago hueco especial, cilíndrico, de aproximadamente 60 cm de longitud, ventana de zafiro y punta iónica acopladas). Es a través de él que el haz de láser realizará el barrido en la subsuperficie. Los elementos que componen esta tecnología se muestran en la **figura 4.17**.

Este método utiliza una longitud de onda de 308 nm y una frecuencia de 50 Hz. En presencia de hidrocarburos se produce fluorescencia, que es captada por la misma ventana y la señal se transmite a la superficie. El sensor receptor capta entonces intervalos de longitudes de onda específicas que son características de los compuestos: 350 ± 20 nm para queroseno de aviación y gasolina; 400 ± 20 nm para diésel; 450 ± 20 nm para creosota; y 500 ± 20 nm para hidrocarburos no especificados. Esto significa que, considerando toda la longitud de onda, se tiene un canal o una ventana espectral con cierta intensidad de fluorescencia y una característica de forma de onda, denominada *wave form*.



Así, dependiendo del hidrocarburo que se excite, para cada señal de fluorescencia se observa una forma de respuesta dentro de un espectro de cuatro longitudes de onda diferentes emitidas. A partir de estas propiedades, también es posible identificar diferentes tipos de contaminantes (**figura 4.18**).

Figura 4.18. Wave forms de contaminantes detectados en UVOST

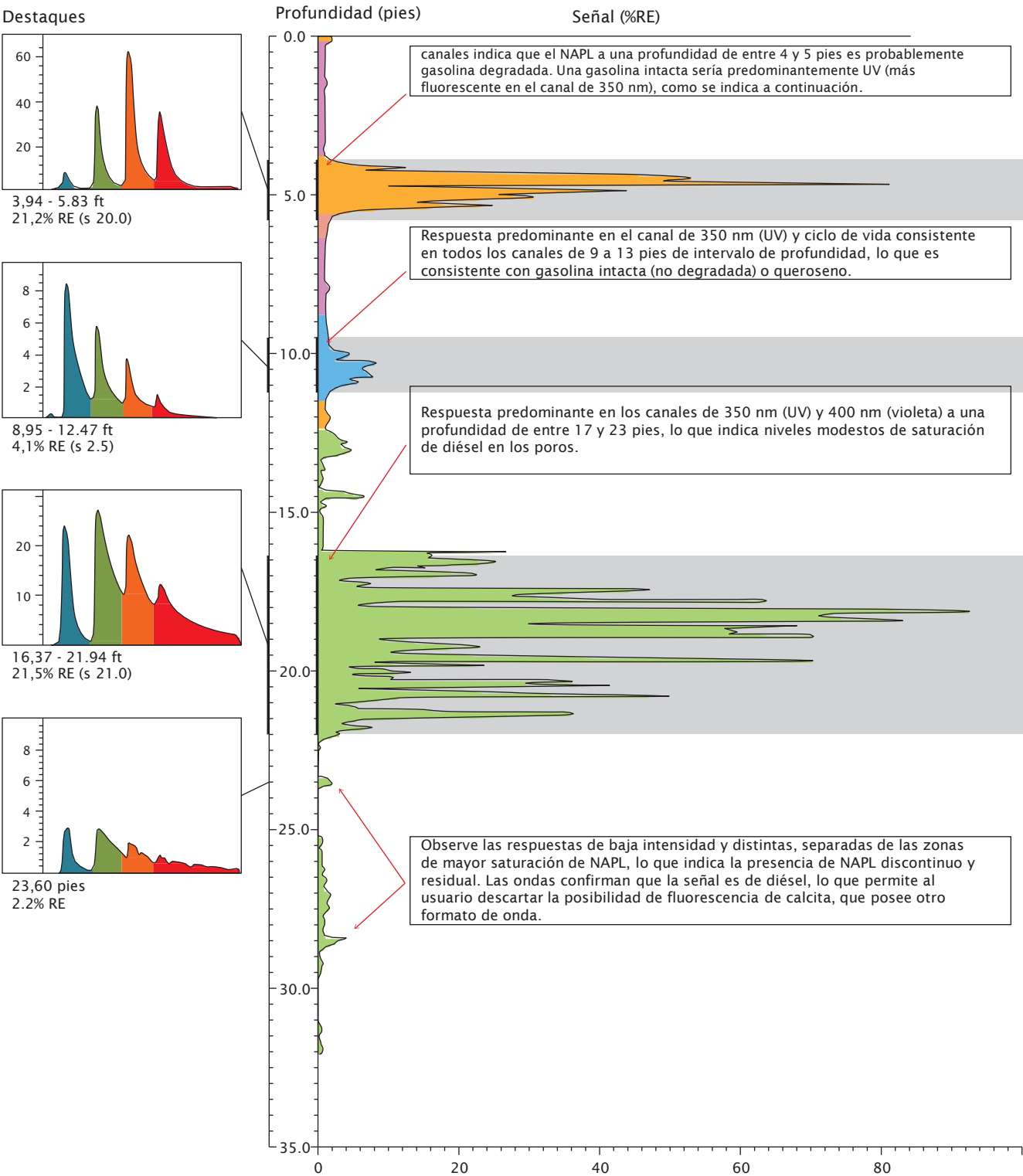


Fuente: ITRC (2019).

Los resultados se presentan en forma de gráficos (logs), definiéndose colores para los diferentes tipos de longitudes de onda obtenidas.

La **figura 4.19** muestra un ejemplo de la representación gráfica obtenida en un perfilado con la tecnología UVOST.

Figura 4.19. Perfilado con UVOST



Fuente: ITRC (2019).

4.3 Caracterización por medio de muestreadores pasivos

Introducción

A continuación se presenta una metodología de investigación que permite obtener datos con buena densidad. Sin embargo, la toma de decisiones sobre los resultados no se realiza en campo, ya que depende de los resultados analíticos posteriores obtenidos en el laboratorio, por lo que no se consideran técnicas de investigación en tiempo real.

Sin embargo, aunque los datos no se interpretan en tiempo real, los resultados obtenidos pueden reducir las incertidumbres relativas a la localización de centros de masa y orientar la toma de decisiones sobre el uso de las demás técnicas presentadas en este capítulo.

Muestreo pasivo de vapores superficiales del suelo

El muestreo pasivo de vapores del suelo es una técnica destinada a identificar compuestos orgánicos volátiles (VOC) y compuestos orgánicos semivolátiles (SVOC) en zonas vadasas.

La aplicación del método y las buenas prácticas para su ejecución se presentan en la norma ASTM D7758-17: *Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations*.

Este método de muestreo puede ser adecuado para identificar regiones con fuentes de contaminación por contaminantes volátiles y semivolátiles presentes en zonas vadasas. Si las muestras se recogen en cribas con menor espaciamiento, los resultados pueden proporcionar una representación gráfica con una densidad de información razonable. Al comparar las concentraciones, la variabilidad espacial de los datos y los detalles granulométricos locales, se puede estimar la distribución de los contaminantes en el subsuelo, mejorando así la alimentación del modelo conceptual del área.

El plan de muestreo para la aplicación adecuada de la tecnología debe tener en cuenta la distribución espacial de los muestreadores. Dado que no existe una separación estándar para su uso, se observa que el aumento de la densidad de muestreo aumenta la densidad de la investigación. Por otra parte,

una criba con una gran distancia entre los muestreadores puede generar grandes incertidumbres, lo que provoca un gran error durante el tratamiento de los datos y la espacialización de las distribuciones de las concentraciones de los contaminantes objetivo.

Otro punto a tener en cuenta es la profundidad de instalación. Para una interpretación adecuada de los datos, los muestreadores deben colocarse a una profundidad estándar (que puede variar entre 0,15 m y 1 m). El tiempo de permanencia de los muestreadores en el área suele estar indicado por el fabricante, siendo habitual un período de muestreo de dos semanas.

En general, cuando las sustancias químicas de interés presentan un mayor peso molecular, menor es la presión de vapor, por lo que las concentraciones de vapor en el suelo serán bajas. Por lo tanto, será necesario un mayor tiempo de muestreo en el área vadosa.

Cabe destacar que la composición de textura del suelo puede influir directamente en las permeabilidades relativas y, por consiguiente, en los intercambios gaseosos existentes entre los compuestos y el medio. De este modo, los suelos más arcillosos tienden a ser más porosos y a tener una baja permeabilidad, lo que exige un mayor tiempo de permanencia de los muestreadores. Por el contrario, los suelos más arenosos tienen un menor tiempo de permanencia para establecer el equilibrio químico. Por lo tanto, no es raro que los *hot spots* de las plumas presentadas no estén exactamente cerca de las fuentes generadoras de contaminación en fase vapor.

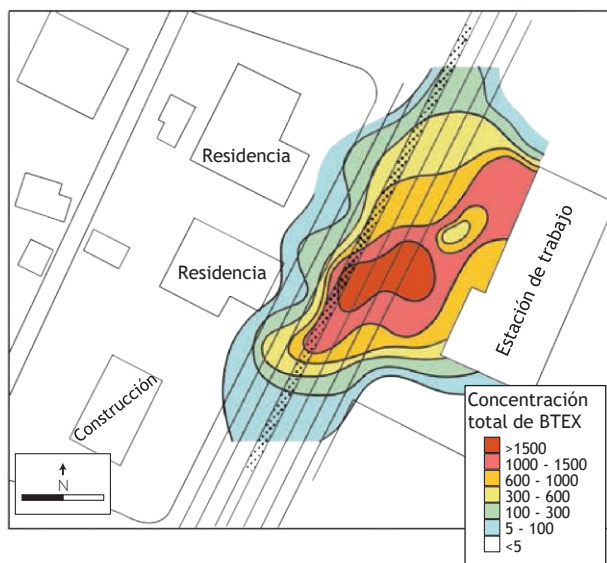
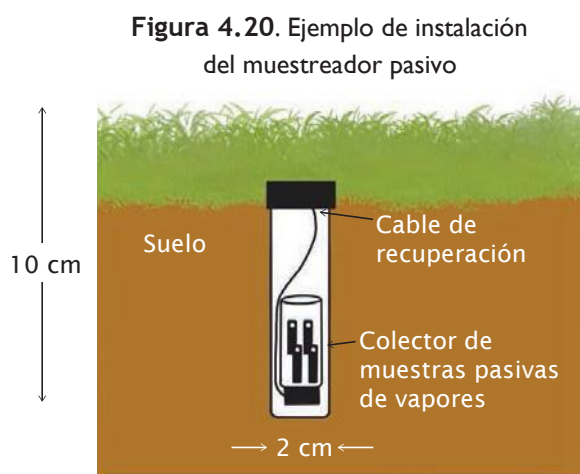
Otro factor importante es el contenido de humedad del suelo, ya que la difusión de vapores desde fuentes subterráneas hacia los muestreadores pasivos depende de la presencia de poros interconectados y llenos de aire dentro de la columna de suelo. Por lo tanto, la humedad del suelo puede tener un efecto significativo en el flujo de contaminantes y en la masa de contaminante disponible para su adsorción por el dispositivo de muestreo. Como resultado, las áreas con alta humedad del suelo pueden tener resultados de vapores del suelo significativamente menores que las áreas con baja humedad del suelo, incluso si las concentraciones subterráneas son similares.

El control de calidad del proceso de muestreo también debe tenerse en cuenta en el plan de muestreo, teniendo en cuenta la realización de muestras por duplicado, lo que permite evaluar el proceso y verificar si se ha producido algún tipo de

error a lo largo del trabajo. Además, también se recomienda tomar muestras de blancos en campo, lo que permite comparar la información del área y verificar la posible influencia externa durante el proceso de muestreo (contaminación cruzada). También se recomienda realizar un muestreo en blanco de transporte, lo que permite verificar la presencia de contaminaciones durante el almacenamiento y transporte de las muestras.

El procedimiento de muestreo se inicia con un orificio de diámetro suficiente para introducir el muestreador (aproximadamente 2,5 cm), con una profundidad acorde a las necesidades del proyecto. La información de campo se registra durante la instalación y recuperación de los muestreadores. Como mínimo, se debe registrar la identificación de la muestra, la fecha de implantación, la fecha de recuperación y las coordenadas con ayuda de un GPS. La **figura 4.20** presenta un modelo de instalación de los muestreadores.

Tras el período de permanencia de los muestreadores, estos deben recogerse, etiquetarse y embalsarse.



adecuadamente, evitando problemas durante su acondicionamiento, transporte y posterior envío al laboratorio para la realización de los análisis químicos.

La interpretación y presentación de los resultados se facilita con el apoyo de programas SIG (Sistema de Información Geográfica), ya que permiten la inserción de resultados georreferenciados y la aplicación de métodos geoestadísticos de interpolación de datos, además de la creación de mapas temáticos de distribución espacial de los resultados (**figura 4.21**).

A partir de los resultados obtenidos, es posible tomar decisiones y definir los siguientes pasos confirmatorios para el refinamiento vertical de la contaminación, y luego continuar los estudios con técnicas de alta resolución y en tiempo real. También es posible indicar posibles posiciones de fugacidad de vapores que deben tenerse en cuenta en el perfeccionamiento de los estudios para el proceso de evaluación de riesgos para la salud humana por inhalación de vapores.

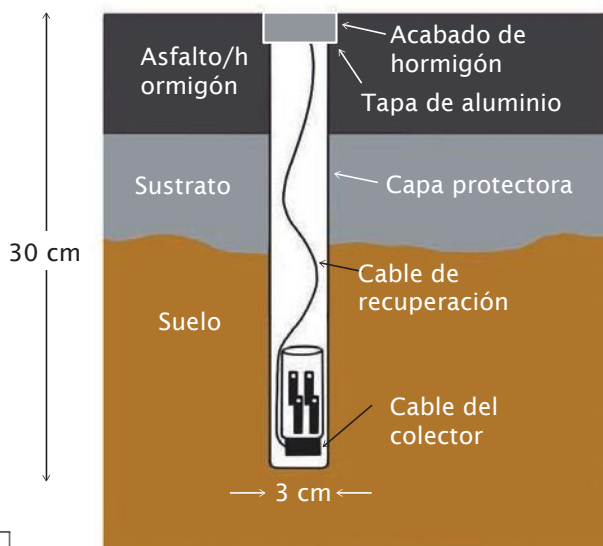


Figura 4.21. Mapa de distribución de las concentraciones totales de BTEX

Fuente: adaptado de ETI (2017).

4.4 Estudios geoambientales y toma de muestras de suelo y aguas subterráneas representativas del área

Las perforaciones se realizan con frecuencia durante las etapas de caracterización e investigación de un área contaminada. Se emplean principalmente para adquirir datos de un área de interés mediante la recuperación de testigos, la toma de muestras de suelo y agua subterránea, así como la instalación de pozos de monitoreo.

El método de perforación y muestreo que se adopte en un proyecto depende de las condiciones específicas de cada área de interés, teniendo en cuenta los aspectos geológicos e hidrogeológicos del lugar, el tipo de contaminante y, sobre todo, el objetivo que se persigue (información que debe figurar en el modelo conceptual).

Recuperación de muestras de suelo con la técnica *Direct Push*

El método de muestreo de suelo por perforación continua, más conocido como *Direct Push* (DP), es la técnica de investigación geoambiental más indicada para la toma de muestras de suelo y para la caracterización de las unidades hidroestratigráficas de un área contaminada en medio poroso. Esta técnica consiste en avanzar un conjunto de herramientas (muestreador y vástagos prolongadores) de pequeño diámetro (máximo 4") en el suelo mediante perforación, utilizando una combinación del peso estático del equipo, presión hidráulica y un martilleo hidráulico rápido (Poole et al., 2005).

Por lo general, el equipo se monta en una sonda sobre orugas o en un vehículo ATV (*All-Terrain Vehicle*), lo que facilita su desplazamiento y acceso a áreas pequeñas o de techo bajo. Sin embargo, también se puede encontrar acoplado a la parte trasera de camiones, camionetas, tractores o furgonetas.

Cuando el muestreador (de 1,2 m a 1,5 m de longitud) se introduce en el subsuelo, la muestra de suelo se recupera dentro de un *liner* desechable de material plástico (PEAD o PVC) con un diámetro de 52 mm. Este revestimiento está cerrado en los extremos con tapas de PEAD, normalmente una roja en el extremo inferior y otra negra en el extremo superior.

Además de utilizarse para la toma de muestras de suelo, *Direct Push* también puede utilizarse para la toma

de muestras discretas de agua subterránea, toma de muestras de gas, avance de sensores de alta resolución como MIP, HPT, OIP, etc. Otros usos incluyen la toma de muestras geotécnicas, la instalación de pozos premontados y acciones de remediación utilizando, por ejemplo, la inyección de productos remediadores.

En comparación con otros métodos convencionales de investigación directa (por ejemplo, orificio manual, perforación motorizada o perforación con muestreador bipartido), que rara vez proporcionan los detalles necesarios para comprender las heterogeneidades del subsuelo, la técnica *Direct Push* ofrece una mayor precisión, rapidez en la recopilación de datos y nivel de detalle, lo que la convierte en la opción más rentable para los servicios de campo a lo largo de la gestión de las áreas contaminadas (Nielsen, 2005).

El muestreador *single tube* solo se puede utilizar cuando es necesario tomar muestras a poca profundidad (máximo de 4 m), siempre que el suelo esté más consolidado y no se derrumbe. A partir de mayores profundidades, principalmente por debajo del nivel del agua (zona saturada), comienza a aparecer la principal limitación de esta modalidad, que es la toma de muestras de suelo no representativas debido precisamente al colapso de la pared del orificio, sobre todo en materiales más inconsolidados, lo que genera una mezcla de material en la siguiente muestra que se recoge y, en consecuencia, una contaminación cruzada, aún más si existe NAPL.

Para aumentar la profundidad de recogida, se puede utilizar el *Hollow Stem Auger* para revestir el orificio, mientras se realiza la perforación con el *single tube* dentro de los barrenos. Una limitación importante de esta modalidad es que, en zonas saturadas, se obtienen muestras de suelo no representativas debido a la penetración de suelos más inconsolidados dentro de la barrena hueca, lo que invalida la representatividad de la recogida. Otros problemas de esta modalidad: se genera una gran cantidad de residuos de suelos contaminados y la perforación se prolonga, lo que aumenta el costo del proyecto.

Una técnica de recogida que elimina los problemas de mantener abierto el pozo de sondeo es realizar el *Direct Push* con el muestreador *dual tube*. De este modo, la muestra se recoge continuamente en un *liner* interno mientras sucesivos avances de un tubo externo recubren el pozo de sondeo. Esta es la técnica de toma de muestras indicada para mantener la

representatividad de las alícuotas definida por técnicas de alta resolución destinadas a análisis de laboratorio. Con este muestreador es posible tomar muestras representativas incluso por debajo del nivel del agua, siendo casi siempre necesario el uso de *core catchers* (“arañas”) acoplados a los *liners* para reducir la pérdida de muestras más inconsolidadas cuando se recuperan las alícuotas. Además, es la forma más rápida de realizar un muestreo continuo, especialmente cuando hay presencia de NAPL (Poole et al., 2005).

La técnica *piston sampler* se puede utilizar en casos en los que se desea tomar una única muestra representativa incluso por debajo del nivel del agua, ya que el muestreador desciende con la punta cerrada y solo se abre en el intervalo en el que se desea tomar la muestra. Al igual que en el caso del *dual tube*, se recomienda el uso de *core catchers* acoplados a los *liners*. Dos desventajas de esta modalidad son el tiempo que lleva realizar cada perforación y el hecho de que la retirada del muestreador puede colapsar el pozo de sondeo debido a la ausencia de revestimiento externo.

En general, existen innumerables beneficios al realizar una investigación del suelo utilizando *Direct Push*, lo que hace que este enfoque sea aceptado por los organismos ambientales, como es el caso de CETESB/SP. A continuación se enumeran las ventajas y limitaciones de *Direct Push*:

- Mínimo suelo generado como residuo, ya que no se utiliza perforación rotativa, excepto cuando se utiliza la técnica *Hollow Stem Auger* como revestimiento del pozo de sondeo.
- Perforación rápida (en determinados suelos), pudiendo alcanzar una producción de hasta 20 a 30 m por día (en el mismo pozo de sondeo).
- Provoca una alteración mínima en los acuíferos debido al pequeño diámetro del muestreador.
- Las muestras se recuperan relativamente intactas, principalmente utilizando el muestreador *dual tube* o el *piston sampler* con el recurso de *liner* acoplado al *core catcher*, lo que permite una descripción precisa del suelo debido a la reducción de pérdida de muestras.
- El uso de *liners* reduce las pérdidas (volatilización) de compuestos orgánicos volátiles.
- Ideal para acceder a espacios limitados y restringidos, como los que se encuentran en áreas urbanas e industriales.

- No es necesario utilizar agua ni lodo de perforación durante el proceso, lo que permite obtener muestras más limpias.

- Las limitaciones incluyen: la dificultad para perforar capas extremadamente compactas, como algunos suelos arcillosos, algunos suelos de alteración de roca o con presencia de grava. Dependiendo de la potencia de la perforación, las profundidades superiores a 30 m suelen ser difíciles y laboriosas de alcanzar.

Muestreo de suelo de perfil completo (ASPC)

También conocida como *Whole Core Soil Sampling* (WCSS), esta metodología consiste en la toma de un gran número de muestras de suelo a intervalos regulares a lo largo de una misma perforación. Estas muestras se analizan normalmente con medidores portátiles de gases (PID) para verificar la presencia de compuestos orgánicos volátiles. El muestreo se realiza en áreas fuente, preferiblemente a lo largo de todo el perfil sondeado, tanto en la zona vadosa como en el área saturada, principalmente en franjas de contraste litológico, en el contacto entre zonas de baja permeabilidad (zonas de almacenamiento) y zonas de alta permeabilidad (zonas de flujo) con espaciamientos verticales que no superen los 30 cm, independientemente de las lecturas realizadas con medidores portátiles de gases.

La metodología de extracción y manipulación de muestras de suelo directamente de los *liners* recogidos se presenta en detalle en la norma ABNT NBR 16.434, tal y como se muestra en la **figura 4.24**

Mediante la toma de muestras de suelo, se puede cuantificar la masa total de una determinada sustancia química en el subsuelo. En esta masa total puede estar presente la masa sorbida en la matriz sólida del mineral y la materia orgánica, la masa del producto inmiscible (NAPL) en fase retenida y/o libre, la fase disuelta en el agua subterránea, además de la masa atrapada en el medio poroso de materiales finos por difusión en la matriz.

Figura 4.22 Diferentes modalidades de los muestreadores *Direct Push*

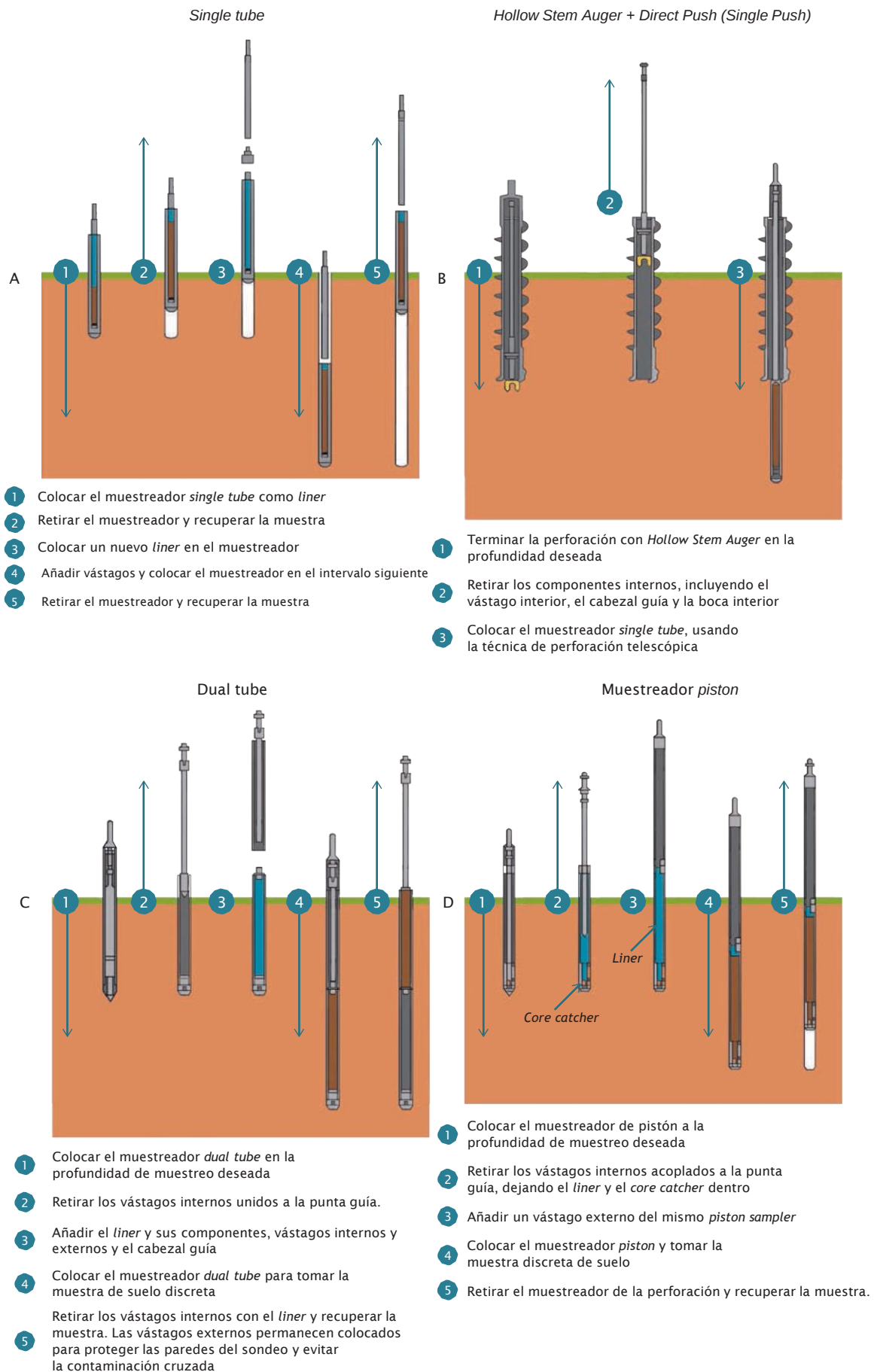
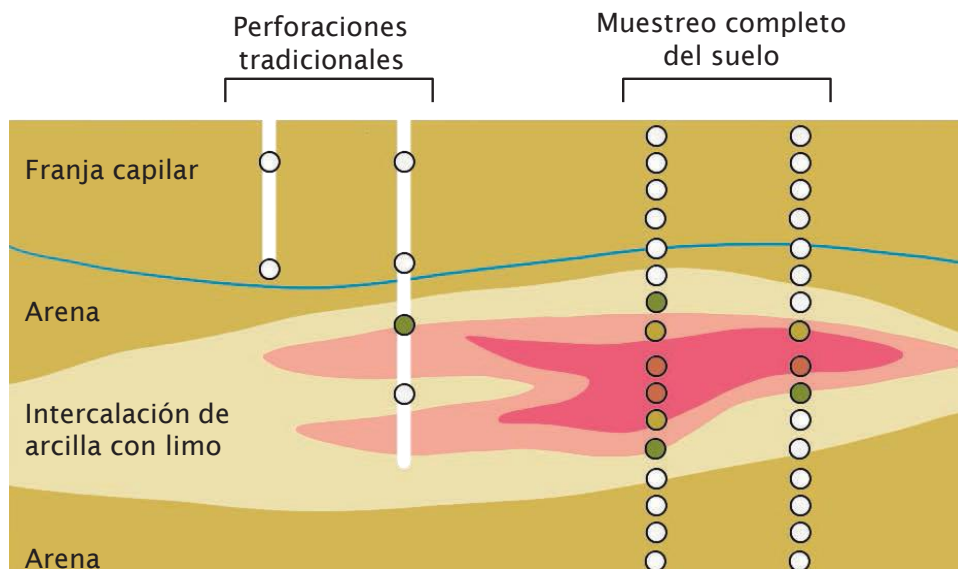
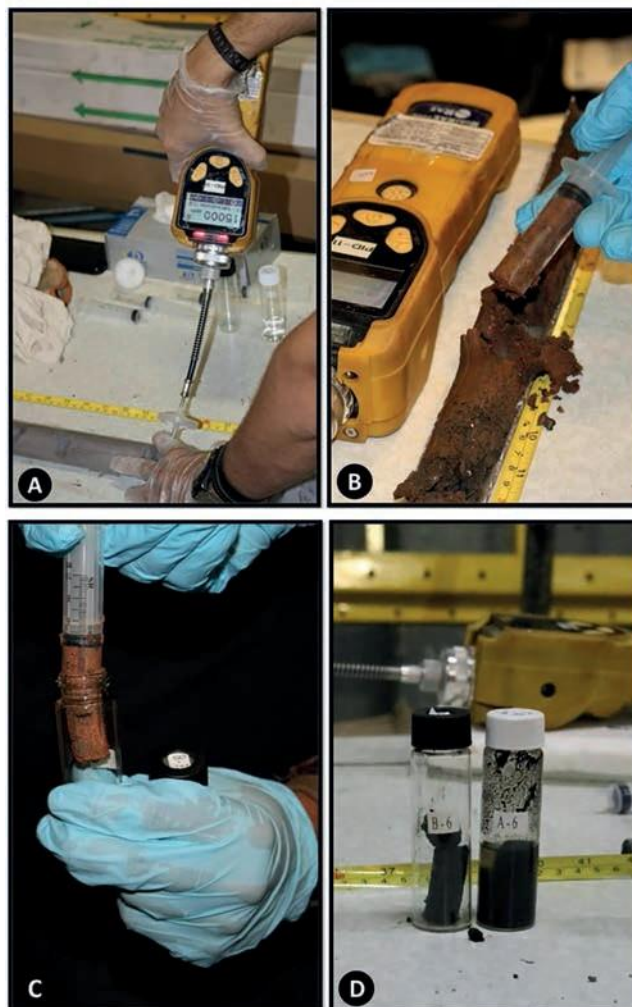


Figura 4.23. Comparación entre recogidas de suelo tradicionales y WCSS



Fuente: adaptado de Vilar et al. (2018).

Figura 4.24. Muestreo posterior de suelo con conservación en metanol



Fuente: adaptado de Vilar et al. (2018).

Toma de muestras no deformadas

Las muestras de suelo en estado no deformado también son de gran importancia en el proceso de caracterización de un área contaminada. Estas muestras se toman con el fin de preservar al máximo la estructura original de la capa de interés, para obtener parámetros que representen y/o se acerquen lo más posible a las condiciones naturales del suelo. El muestreador tipo *Shelby* es el más adecuado para obtener muestras a mayor profundidad y en zonas saturadas, y también se clava con una sonda *Direct Push*. Las muestras no deformadas proporcionan información importante para la caracterización física y el reconocimiento de la heterogeneidad del medio (porosidad total y efectiva, conductividad hidráulica vertical, retención específica y masa específica del suelo), así como para la caracterización de los mecanismos de partición del contaminante en el medio (cuantificación de la masa, partición de la masa, evaluación de la saturación de NAPL, etc.).

Instalación de pozos con la técnica *Hollow Stem Auger*

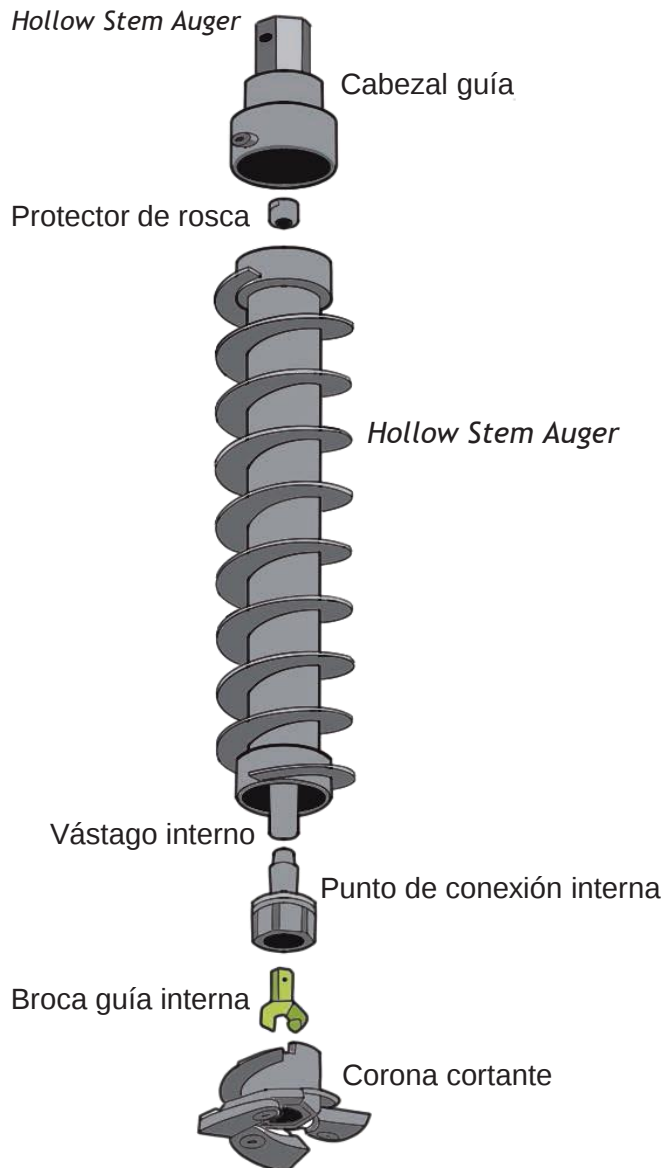
Los barrenos helicoidales son metodologías de perforación ampliamente utilizadas en el mercado de la geotecnia y la construcción civil. Existen básicamente cuatro tipos en el mercado: *bucket auger*, *digger auger*, *soild-stem continuous flight auger* e *Hollow Stem Auger*. Los tres primeros citados son básicamente barrenos sólidos que se diferencian por la longitud de las hélices, las coronas de perforación, la longitud y el diámetro, que rara vez se utilizan en sondeos ambientales. El mecanismo de funcionamiento de los barrenos helicoidales se basa en la perforación rotativa, que generalmente se realiza sin el uso de fluidos de perforación y en la que los helicoides (espirales) facilitan la salida del suelo desagregado hacia la superficie durante el avance de la perforación.

El método de perforación con *Hollow Stem Auger* - HSA (barreno hueco helicoidal) es ampliamente difundido en el mercado ambiental mundial y es muy adecuado para la instalación de pozos de monitoreo y/o remediación en suelos aluviales y coluviales, ya que ofrece un buen desempeño en materiales no consolidados. Este método permite recubrir la perforación durante el proceso, evitando el desmoronamiento de los materiales de la pared del orificio durante el avance. Las sondas tipo *Hollow Stem Auger* suelen estar disponibles

con un diámetro interior que oscila entre 2,25" y 12,25", que puede variar en función del fabricante.

Según la **figura 4.28**, la herramienta básica consiste en un barreno hueco con una corona cortante en la punta, que posee vástagos internos con protectores en roscas fijas sobre una broca guía interna que queda encajada dentro de la corona cortante, evitando la entrada de tierra en los barrenos. El orificio se encaja en la punta sobre una corona cortante y se fija en la parte superior en un cabezal guía, encajándose así con el vehículo de perforación.

Figura 4.25. Componentes de la perforación con *Hollow Stem Auger*



Fuente: adaptado de www.ams-samplers.com

Los barrenos más utilizados para estudios medioambientales son las que tienen un diámetro interior de 4,25", utilizados para instalar pozos de monitoreo

de 2" de diámetro. El barrenado de 6,25" se utiliza para instalar pozos de 2" y 4" de diámetro. Los diámetros internos más grandes, como 8,25" y 10,25", se suelen utilizar en la instalación de pozos de captación y bombeo que requieren diámetros internos mayores para un mejor rendimiento hidráulico. Los tubos de mayor diámetro también se utilizan para el revestimiento permanente de la pared del pozo (*double casing drilling*), cuando es necesario aislar horizontes hidroestratigráficos de interés durante la perforación, con el fin de evitar la migración de contaminantes por arrastre durante la perforación.

Para la correcta instalación de pozos de monitoreo, es importante garantizar que la sección filtrante del pozo (filtro y prefiltro) quede expuesta en la capa de interés. Por lo tanto, es fundamental reconocer el perfil litológico (EC, HPT, RCPTu, etc.) antes de la instalación.

Se destacan algunos cuidados para la instalación adecuada de un pozo de monitoreo:

- Se debe identificar el intervalo de la capa objetivo para determinar los límites de la sección filtrante del pozo.
- La instalación del pozo debe realizarse con precaución a medida que se retira el revestimiento (barrenos) de la perforación, siendo que el prefiltro y el sello deben aplicarse simultáneamente a la retirada de los barrenos.
- Los procedimientos de instalación y desarrollo deben seguir las recomendaciones de las normas ABNT NBR 15.495-1 y NBR 15.495-2.

Cabe destacar que el pozo de monitoreo es preferentemente una herramienta de control de la calidad de las aguas subterráneas, por lo que debe ser

instalado a fin de controlar y cuantificar la masa de contaminante que se desplaza realmente por el acuífero. Según Suthersan et al. (2015), la caracterización de una zona no debe realizarse exclusivamente con datos procedentes de muestras de aguas subterráneas de pozos de monitoreo. Las herramientas de adquisición de datos de alta resolución y en tiempo real (por ejemplo, MIP, HPT, OIP y RCPTu) ayudan a actualizar el modelo conceptual para que la toma de decisiones sea más eficaz y económica.

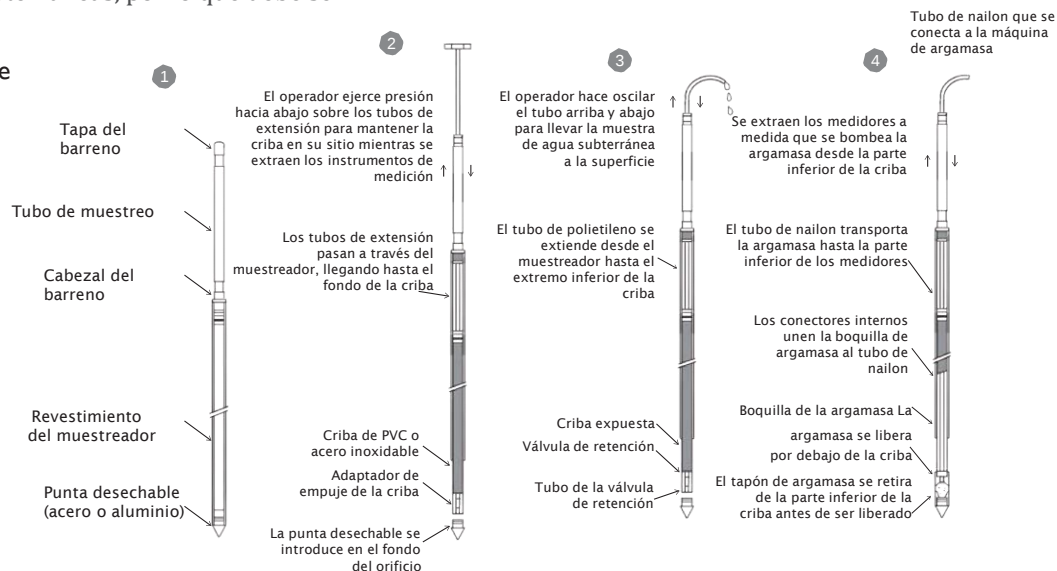
Recogidas discretas de agua subterránea con la técnica *Screen Point*

Las tecnologías presentadas anteriormente permiten el detallado hidroestratigráfico del acuífero y el análisis cualitativo o semicuantitativo de la presencia de contaminación. Dependiendo de los objetivos del proyecto, se deben incluir puntos para el monitoreo a corto o largo plazo del agua subterránea a profundidades específicas, en función del análisis de los datos derivados de la alta resolución.

En la técnica *Screen Point* (SP), se pueden tomar muestras de agua subterránea en puntos específicos del área para calibrar o complementar la información obtenida por otras herramientas de investigación en tiempo real. El procedimiento (**figura 4.26**) consiste en colocar, mediante el sistema *Direct Push*, un muestreador específico y cerrado. Al alcanzar la profundidad deseada, la punta se libera mediante un sistema de conexiones internas al vástago, dejando al descubierto la sección filtrante de acero inoxidable según el espesor deseado. Una vez expuesta, la muestra de agua subterránea puede recogerse mediante diferentes métodos (válvula de pie, bomba peristáltica, etc.).

Figura 4.26. Sistema de toma de muestras por *Screen Point*

Fuente: Geoprobe (2017b).



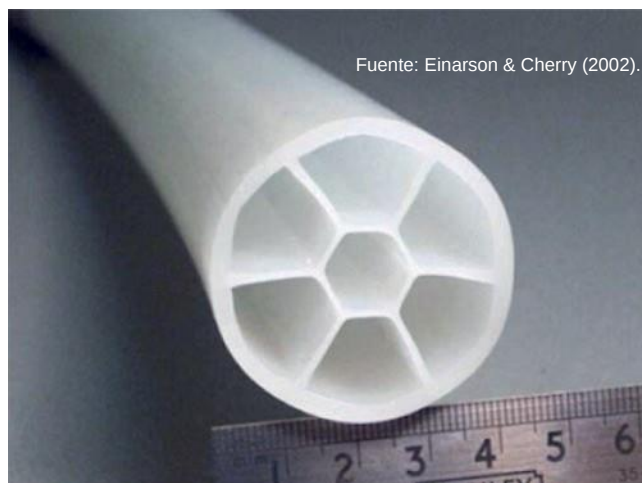
Recogida de agua subterránea en
pozos montados en el sistema.
continuous multichannel tubing (CMT)

El sistema de tipo CMT (*Continuous Multichannel Tubing*) es un pozo multinivel continuo (Einarson & Cherry, 2002) con un sistema interno de particiones en forma de “panal”, donde las particiones (**figura 4.27**) aíslan completamente las cámaras a lo largo de toda la extensión del pozo. De esta manera, un mismo tubo ofrece la posibilidad de crear tres o siete puntos de muestreo de agua subterránea a diferentes profundidades. Al tratarse de un solo tubo, este sistema elimina la necesidad de conexiones intermedias y facilita el aislamiento adecuado durante la instalación de sellos entre las zonas de monitoreo.

Antes de la instalación, el sistema se monta in situ. Al tratarse de un conjunto continuo, viene totalmente preparado. Se realizan los cortes y se instalan las puertas según la profundidad deseada. Las profundidades de instalación de las puertas deben definirse previamente, de acuerdo con el modelo conceptual del área para alcanzar los puntos objetivo del muestreo de agua subterránea. Por lo tanto, una buena caracterización hidrogeológica es imprescindible para una mayor precisión durante la instalación del CMT.

Las puertas se crean mediante un simple orificio (1 cm) en la partición y se cubren con una criba fina de acero inoxidable para evitar que la arena entre a través de ellas. La fijación de las cribas a la tubería se realiza mediante abrazaderas de acero inoxidable, seleccionando el tamaño de las aberturas de la criba en función de la distribución del tamaño del grano del área que se va a monitorear.

Figura 4.27. Sección CMT con siete compartimientos



Los datos obtenidos a través del sistema CMT permiten crear secciones con representación de las concentraciones distribuidas horizontal y verticalmente, lo que permite obtener datos para calcular los flujos de masa de los contaminantes del área. Es un sistema adecuado para crear un modelo conceptual robusto que refleje el comportamiento de la distribución de la contaminación en el área de interés.

La instalación del pozo CMT se puede realizar mediante el sistema *Direct Push*, manteniendo el orificio revestido y realizando la instalación en el interior del revestimiento. Esto garantiza que el orificio no se cierre durante la instalación en lugares con mayor contenido de arena y/o suelos más colapsables. De esta manera, se logra un mejor montaje de la arquitectura del pozo, evitando que los materiales de la pared del orificio se depositen sobre las puertas de muestreo. En lugares con formaciones más arcillosas y/o más estables, se puede optar con precaución por la instalación sin revestimiento. La inserción del prefiltro y la bentonita para sellar las capas se realiza como en un sistema convencional, prestando atención a las profundidades de instalación de las puertas de muestreo, siendo necesario realizar un aislamiento adecuado para evitar que se produzca un flujo externo vertical entre los diferentes puntos de recogida (**figura 4.28**).

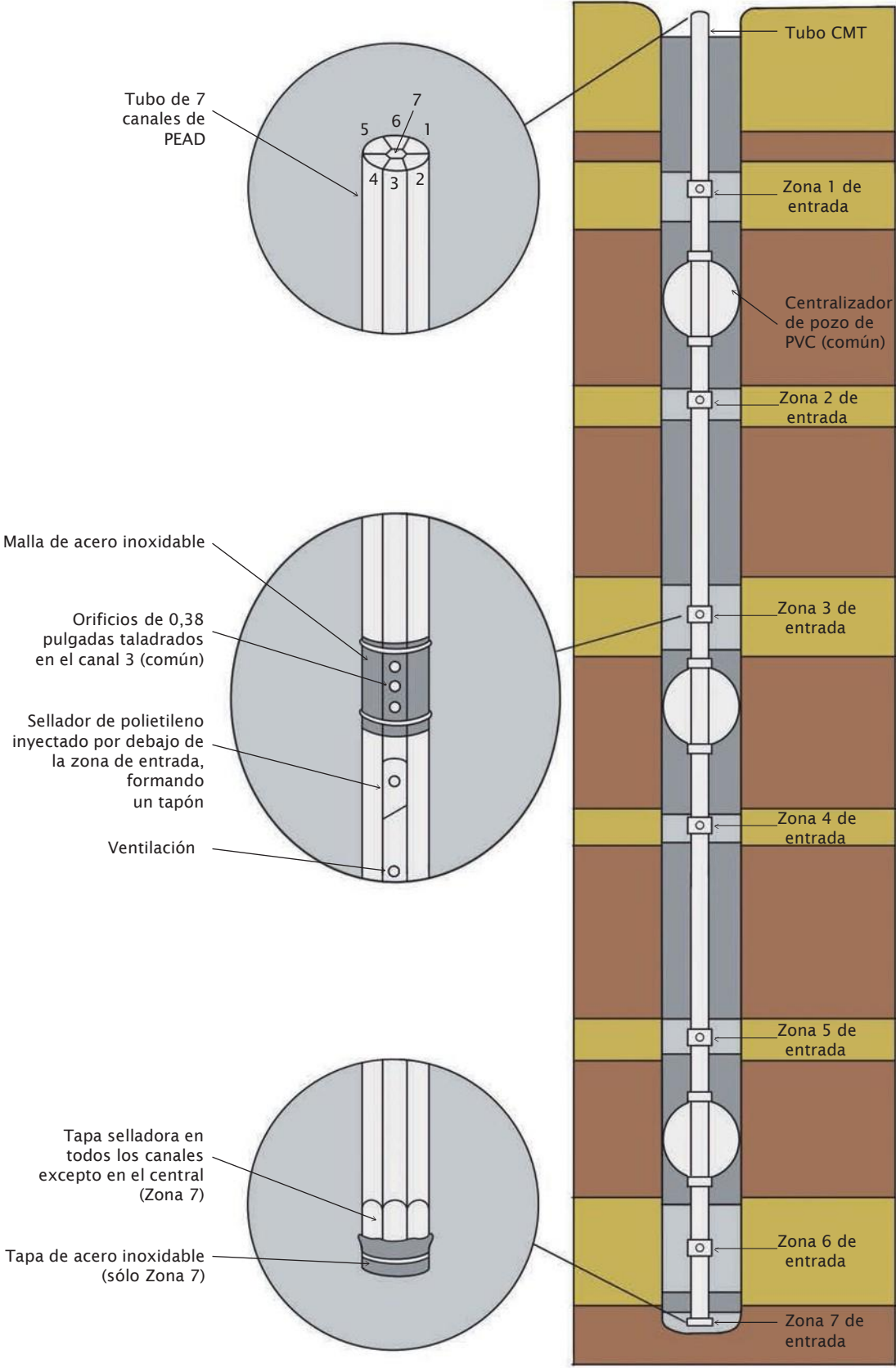
El desarrollo del CMT tras la instalación puede reducirse a pequeños volúmenes si la instalación se realiza de forma adecuada y correcta, siendo necesario solo un purgado completo del sistema. Si es necesario eliminar mayores volúmenes para limpiar el sistema, la realización a través de las cámaras puede ser lenta debido al volumen de trabajo y puede no crear el diferencial hidráulico necesario para eliminar los materiales impregnados.

Debido al pequeño diámetro de las particiones internas del CMT (aproximadamente 1,27 cm), las muestras pueden tomarse con un sistema de bombas peristálticas, lo que garantiza un proceso de muestreo de bajo caudal. Las mediciones del nivel del agua pueden realizarse con un medidor convencional, sin necesidad de utilizar sistemas específicos. En caso de sistemas automatizados de adquisición de datos, existen transductores que se pueden instalar, lo que facilita el monitoreo continuo de los niveles de agua durante las pruebas hidráulicas o el monitoreo a largo plazo, como en los estudios regionales del acuífero.

Otros sistemas de toma de muestras de agua subterránea, como el uso de pozos de monitoreo con secciones filtrantes discretas a lo largo de la sección vertical de las zonas impactadas, también pueden utilizarse como alternativa. En este caso, la premisa es maximizar las zonas objetivo del monitoreo.

Figura 4.28. Instalación de un pozo multinivel de CMT, con el uso de prefiltro y bentonita como selladores entre capas.

Fuente: Einarson & Cherry (2002).

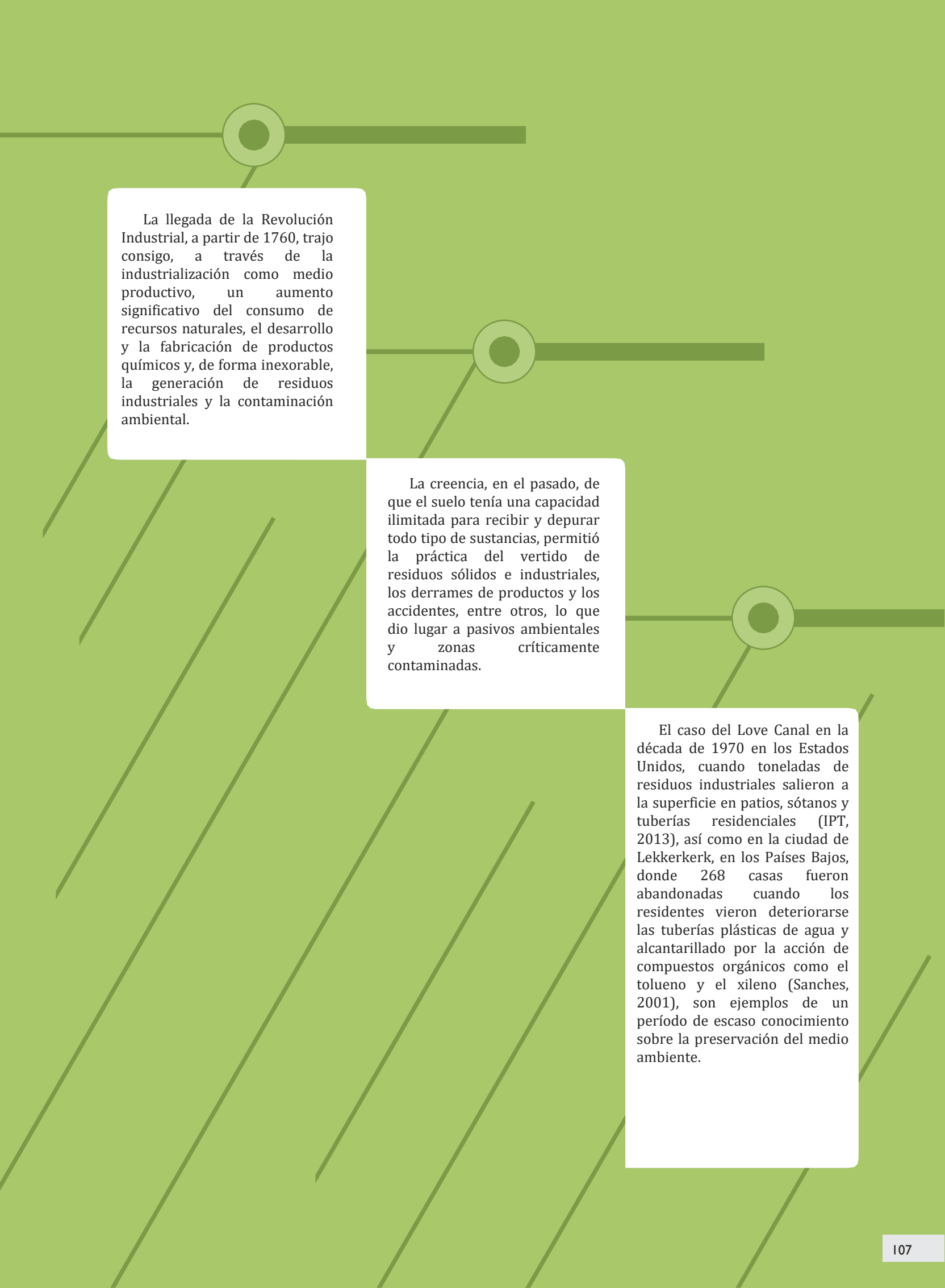


5.



LEGISLACIÓN AMBIENTAL EN EL CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Marilda M. G. Ramos Vianna
Adriana Ponce Coelho Cerântola
Cláudia Gaudência Gonçalves
Carine Perussi Martins Forster



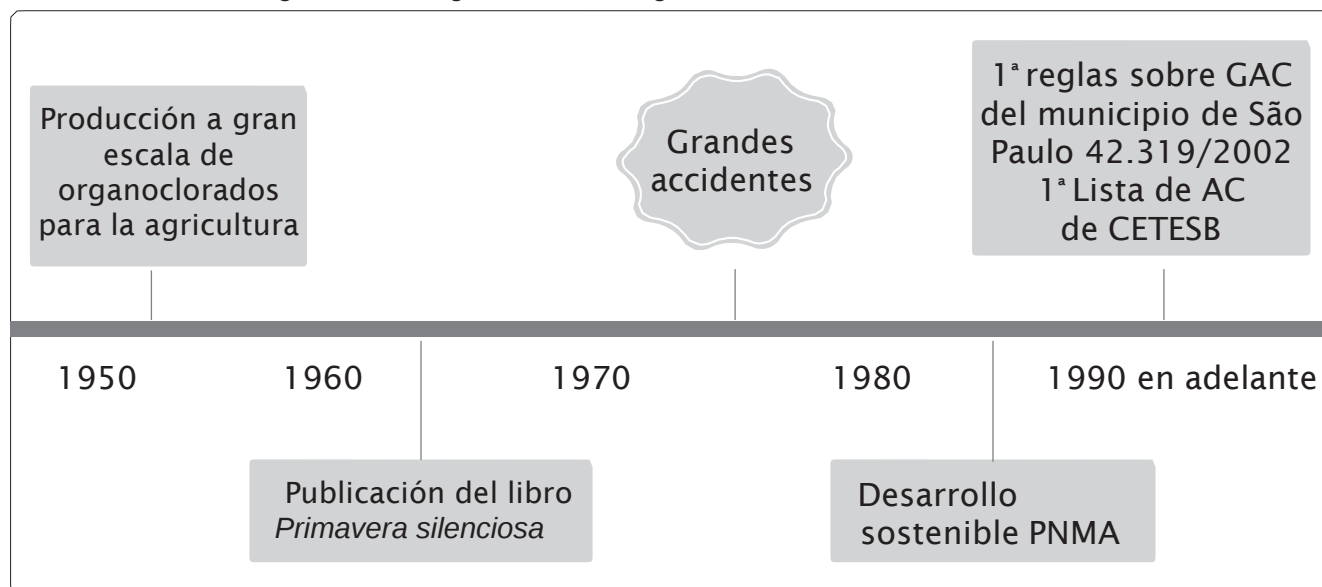
La llegada de la Revolución Industrial, a partir de 1760, trajo consigo, a través de la industrialización como medio productivo, un aumento significativo del consumo de recursos naturales, el desarrollo y la fabricación de productos químicos y, de forma inexorable, la generación de residuos industriales y la contaminación ambiental.

La creencia, en el pasado, de que el suelo tenía una capacidad ilimitada para recibir y depurar todo tipo de sustancias, permitió la práctica del vertido de residuos sólidos e industriales, los derrames de productos y los accidentes, entre otros, lo que dio lugar a pasivos ambientales y zonas críticamente contaminadas.

El caso del Love Canal en la década de 1970 en los Estados Unidos, cuando toneladas de residuos industriales salieron a la superficie en patios, sótanos y tuberías residenciales (IPT, 2013), así como en la ciudad de Lekkerkerk, en los Países Bajos, donde 268 casas fueron abandonadas cuando los residentes vieron deteriorarse las tuberías plásticas de agua y alcantarillado por la acción de compuestos orgánicos como el tolueno y el xileno (Sanchez, 2001), son ejemplos de un período de escaso conocimiento sobre la preservación del medio ambiente.

Figura 5.1. Cronología de los hitos más importantes en el área ambiental

La siguiente cronología contextualiza algunos hechos destacados de cada década:



La percepción de los efectos negativos de las prácticas contaminantes, en forma de daños tanto para el medio ambiente como para la salud humana, ha dado lugar a la puesta en marcha de acciones y estrategias de defensa ambiental, tal y como se muestra en la escala temporal de la **figura 5.1**. Un ejemplo emblemático a nivel internacional es el relatado en el libro *Primavera silenciosa*, que desencadenó una verdadera revolución en defensa del medio ambiente, obligó a prohibir el DDT en la década de 1970 en los Estados Unidos e impulsó cambios en la legislación ambiental (CARSON, 2010).

Entre los ejemplos nacionales se encuentran: en la década de 1970, la creación de la Secretaría Especial del Medio Ambiente (SEMA) y de diversas instituciones ambientales estatales, como la CETESB; en la década de 1980, la promulgación de la Política Nacional del Medio Ambiente (PNMA, Ley Federal 6.938/81); y, en la década de 1990, el Acuerdo de Cooperación Brasil-Alemania “Recuperación del suelo y aguas subterráneas en áreas de disposición de residuos industriales en São Paulo”.

Estos son hitos del inicio de los debates sobre áreas contaminadas, así como el principio de las medidas destinadas a mitigar los impactos ambientales y controlar los riesgos. De este modo, la Gestión de las Áreas Contaminadas pasó a formar parte de la agenda ambiental (IPT, 2013).

5.1 Legislación ambiental brasileña y la gestión de áreas contaminadas

Marco legal brasileño, aspectos jurídicos y legales generales, concepto de triple responsabilidad

En Brasil es posible identificar normas generales y específicas sobre áreas contaminadas. Las reglas generales tratan diversos temas y, de manera indirecta, repercuten en la gestión de las áreas contaminadas, como, por ejemplo, la Ley Federal 6.766/79, que regula la parcelación del suelo urbano. Esta ley no aborda directamente el tema “área contaminada”, ni siquiera utiliza esta expresión, pero prohíbe la parcelación en: “II - terrenos rellenados con material nocivo antes de su saneamiento”, y “V - áreas contaminadas hasta su corrección”.

En lo que respecta específicamente a la gestión de áreas contaminadas a nivel nacional, en 2009 se publicó la Resolución del Consejo Nacional de Medio Ambiente n.º 420, de 28 de diciembre de 2009, que estableció directrices para la gestión ambiental de áreas contaminadas.

Los estados también están estableciendo su marco jurídico para abordar esta cuestión. Sin embargo, en caso de incumplimiento de estas normas, se establece un conjunto de medidas coercitivas para exigir el cumplimiento del infractor y/o responsable, lo que se denomina triple responsabilidad en materia medioambiental.

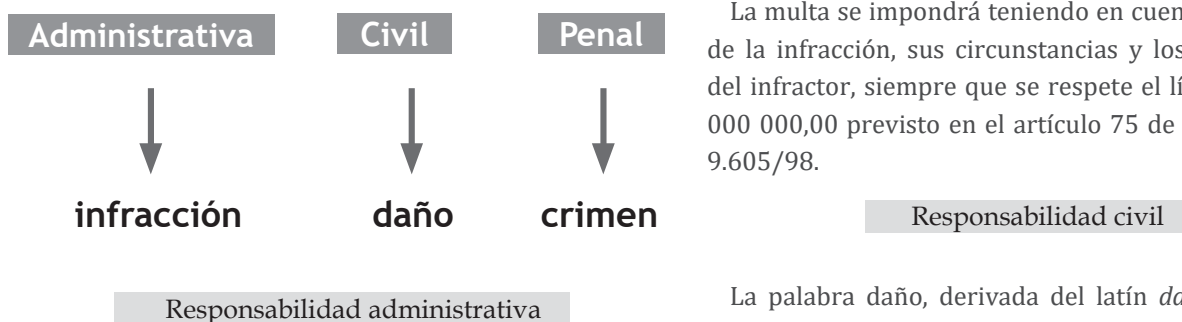
Triple responsabilidad ambiental

La triple responsabilidad en materia ambiental tiene su origen en el principio de “quien contamina paga” y está contemplada en la Constitución. Así lo establece el § 3 del artículo 225:

“Las conductas y actividades consideradas perjudiciales para el medio ambiente someterán a los infractores, ya sean personas físicas o jurídicas, a sanciones penales y administrativas, independientemente de la obligación de reparar los daños causados”.

Esta disposición reconoce la existencia de tres tipos independientes de responsabilidad en materia medioambiental: administrativa, civil y penal (**figura 5.2**).

Figura 5.2. Los tres tipos independientes de responsabilidades en materia ambiental



La responsabilidad administrativa es aquella que se deriva del incumplimiento de una norma administrativa, sometiendo al infractor a determinadas sanciones (advertencia, multa, restricción de derechos, suspensión parcial o total de la actividad, etc.) que pueden ser de origen federal, estatal o municipal. Dicha responsabilidad se deriva de lo dispuesto expresamente en la Constitución Federal, en el ya citado § 3º del artículo 225 y, tal y como define el artículo 70 de la Ley Federal 9.605/98:

“Se considera infracción administrativa medioambiental toda acción u omisión que viole las normas jurídicas de uso, goce, promoción, protección y recuperación del medio ambiente”.

A diferencia de la responsabilidad civil, en caso de responsabilidad administrativa no es necesario que se configure un daño al medio ambiente, basta con que se produzca una conducta que incumpla el ordenamiento jurídico. De este modo, para que se configure una infracción ambiental bastaría con tener en depósito un producto o sustancia tóxica, peligrosa o nociva para la salud humana o para el medio ambiente, que incumpla los requisitos establecidos en las leyes o en sus reglamentos, independientemente de la posible degradación medioambiental causada por la presencia de estas sustancias en el medio.

Esta responsabilidad se determina en un procedimiento administrativo que se tramita ante el órgano medioambiental competente, con derecho a contradicción y a una defensa amplia. Se puede aportar todo tipo de pruebas que demuestren la veracidad de los hechos alegados, y el resultado también puede ser impugnado ante los tribunales.

En el estado de São Paulo, para determinar la infracción se adopta la Teoría del Riesgo-Beneficio, según la cual responde como infractor quien comete, concurre o se beneficia de la práctica ilícita, pudiendo ser sancionado con:

I – advertencia;

II – multa;

III – embargo;

IV – demolición;

V - suspensión de financiación y beneficios fiscales.

La multa se impondrá teniendo en cuenta la gravedad de la infracción, sus circunstancias y los antecedentes del infractor, siempre que se respete el límite de R\$ 50 000 000,00 previsto en el artículo 75 de la Ley Federal 9.605/98.

Responsabilidad civil

La palabra daño, derivada del latín *damnu*, significa perjuicio o pérdida. Se caracteriza por una lesión a un bien o derecho. En el contexto ambiental, el daño puede ser el resultado de los efectos adversos de una actividad o producto sobre el medio ambiente, entendiendo por tal el medio natural, artificial o urbano, artístico, histórico, cultural y laboral. La legislación brasileña no contiene una definición expresa de lo que constituye un daño ambiental. Corresponde a la doctrina y a la jurisprudencia la tarea de conceptualizarlo.

La Constitución Federal, sin embargo, ofrece los primeros elementos para esta conceptualización cuando establece que “todas las personas tienen derecho a un medio ambiente ecológicamente equilibrado”. Así, cada vez que nos enfrentamos a un desequilibrio ambiental, se produce una disminución o “perjuicio” de un derecho, y difuso, ya que el medio ambiente es “bien de uso común del pueblo”, según la conceptualización del artículo 225 de nuestra Carta Magna. Sin embargo, nada impide que las víctimas involuntarias perjudicadas por el daño ambiental ejerzan su derecho autónomo a una indemnización.

La responsabilidad civil es, por lo tanto, aquella que se deriva de la “obligación de reparar el daño” y ya estaba prevista en la Política Nacional de Medio Ambiente de 1981 (Ley Federal 6.938/81), a saber:

“La Política Nacional del Medio Ambiente (PNMA) tendrá como objetivo:

VII – imponer al contaminador y al depredador la obligación de reparar y/o indemnizar los daños causados y al usuario la contribución por la utilización de los recursos ambientales con fines económicos (Art. 4º, inciso VII).”

La PNMA impone al contaminador la obligación de reparar el medio ambiente degradado y de indemnizar a los terceros afectados por dicho daño.

“Sin perjuicio de la aplicación de las sanciones previstas en este artículo, el contaminador está obligado, independientemente de la existencia de culpa, a indemnizar o reparar los daños causados al medio ambiente y a terceros afectados por su actividad (Art. 14, §1º).”

El §1º del citado artículo 14, al determinar que dicha responsabilidad se atribuirá “independientemente de la existencia de culpa”, introdujo en el ordenamiento jurídico nacional la responsabilidad objetiva, que implica únicamente la demostración del nexo causal, es decir, la relación entre la acción u omisión del agente y el resultado dañoso. Son irrelevantes los elementos subjetivos de la conducta: voluntad de obtener el resultado (dolo) o que el contaminador haya actuado con negligencia, imprudencia o impericia (culpa). Incluso si la actividad está debidamente autorizada, una vez constatado el daño, el agente estará obligado a repararlo.

Según la Ley de Gestión de Áreas Contaminadas del Estado de São Paulo (Ley 13.577/09), se considera que son responsables legales y solidarios de la prevención, identificación y remediación de un área contaminada (art. 13):

- I – el causante de la contaminación y sus sucesores;
- II – el propietario del área;
- III. – el usufructuario;
- IV. – el poseedor efectivo;
- V. – quien se beneficie directa o indirectamente de ella.

Esta ley admite incluso la desconsideración de la personalidad jurídica cuando se considere un obstáculo para la identificación y la remediación del área contaminada.

La Resolución CONAMA 420/2009 trata la responsabilidad del causante por el daño y sus consecuencias como uno de sus principios básicos para la gestión de áreas contaminadas (art. 21, inciso V).

Un punto muy controvertido se refiere a la adopción de la Teoría del Riesgo Integral en la responsabilidad civil ambiental frente a la Teoría del Riesgo de Beneficio

Riesgo creado. Estas últimas teorías determinan la obligación de indemnizar por los daños causados al medio ambiente como consecuencia de una conducta o actividad potencialmente causadora de degradación ambiental. Admiten como excepciones a esta obligación los casos fortuitos o de fuerza mayor, así como la culpa de terceros. Para la Teoría del Riesgo Integral no existe la posibilidad de invocar ninguna de las excepciones. Incluso hechos de la naturaleza, como inundaciones, rayos o huracanes, serían capaces de elidir la responsabilidad, limitando al agente en su defensa a alegar la inexistencia del daño o la negación de la actividad degradadora. La doctrina está dividida entre estas teorías.

La responsabilidad civil también determina la solidaridad para la reparación del daño entre los responsables directos o indirectos de la actividad que causó la degradación ambiental, tal y como establece el inciso IV del artículo 3º de la PNMA (Ley Federal 6.938/81). De este modo, cualquier persona que contribuya de alguna forma al daño ambiental estará obligada a repararlo, reservándose el derecho de, posteriormente, interponer una acción regresiva para determinar el grado de culpa de cada agente y obtener una indemnización por los daños y perjuicios causados. Así lo ha decidido el Superior Tribunal de Justicia:

PROCEDIMIENTO CIVIL – ACCIÓN CIVIL PÚBLICA – LEGITIMACIÓN PASIVA: SOLIDARIDAD. 1.

“La solidaridad entre empresas situadas en una zona contaminada, en la acción destinada a preservar el medio ambiente, deriva de la propia naturaleza de la acción. 2. Para la corrección del medio ambiente, las empresas son solidariamente responsables y, en el plano interno, cada una de ellas es responsable de su participación en la conducta perjudicial. 3. Recurso especial no conocido (Resp 18567/SP, Rel. Ministra ELIANA CALMON, DJU 2/10/2000).

La legislación brasileña trata de manera amplia a los sujetos responsables de la recuperación ambiental mediante el concepto de contaminador adoptado en el artículo 3º, inciso IV, de la Política Nacional de Medio Ambiente (Ley 6.938/1981), según la cual es contaminador “(...) la persona física o jurídica, de derecho público o privado, responsable, directa o indirectamente, de una actividad causante de degradación ambiental”.

Del mismo modo, la jurisprudencia del STJ ha consolidado el entendimiento según el cual la responsabilidad por los daños ambientales recaerá sobre todos aquellos que, directa o indirectamente, hayan contribuido al evento perjudicial, abarcando un amplio espectro de sujetos, ya sean personas físicas o jurídicas, de derecho público o privado, que responderán de manera

solidaria, pudiendo recaer la obligación sobre todos, algunos o aquel que tenga mejor condición económica para soportar la recuperación.

“DAÑO AMBIENTAL – RESPONSABILIDAD OBJETIVA Y SOLIDARIA – ARTS. 3º, INC. IV, Y 14, § 1º, DE LA LEY 6.398/1981

La responsabilidad por un daño recaerá sobre todos aquellos entre los que se pueda establecer un nexo causal entre su conducta o actividad y el daño [...] aunque no haya habido un acuerdo previo entre los contaminadores.

(...)

El titular del derecho de acción puede exigir el cumplimiento de la obligación de algunos de los deudores, de todos ellos o de aquel que se encuentre en mejor situación financiera, capaz de garantizar la reparación efectiva del daño (STJ REsp 1056540/GO, Rel. Ministra ELIANA CALMON, DJU 14/09/2009).”

La jurisprudencia está consolidada en el sentido de que es prescindible el establecimiento de una relación jurídica entre los contaminadores. En este sentido, cabe destacar la famosa sentencia del Ministro Herman Benjamin sobre el establecimiento del nexo causal.

“11. El concepto de contaminador, en el Derecho Ambiental brasileño, es muy amplio y se confunde, por disposición legal expresa, con el de degradador de la calidad ambiental, es decir, toda “persona física o jurídica, de derecho público o privado, responsable, directa o indirectamente, de una actividad que cause degradación ambiental” (art. 3º, inciso IV, de la Ley 6.938/1981).

12. A efectos de determinar la causalidad del daño urbanístico-ambiental y la eventual solidaridad pasiva, se equiparan quienes actúan, quienes no actúan cuando deberían hacerlo, quienes no se preocupan de que se actúe, quienes callan cuando les corresponde denunciar, quienes financian para que se actúe y quienes se benefician cuando otros actúan. (STJ REsp 1071741/SP, Relator Min HERMAN BENJA- MIN, DJe 16/12/2010).”

En consecuencia, la responsabilidad por la reparación del daño causado al medio ambiente recaerá en todos aquellos con quienes se pueda establecer un nexo causal, aunque sea indirecto, entre la conducta o actividad lesiva y la alteración adversa de la calidad ambiental.

Esta solidaridad se extiende también a aquellos que por acción u omisión perpetuaron el daño,

incluso al adquirente de buena fe debido a la obligación *propter rem* ya resumida por el Superior Tribunal de Justicia (Precedente 623), siempre garantizando el derecho de recurso, por supuesto.

Principio de reparación integral

El Ministerio Público del Estado de São Paulo defiende la necesidad de reparación integral de las áreas contaminadas y, en caso de que esto no sea posible, la compensación o indemnización ambiental, y se opone a la aprobación por parte del órgano ambiental estatal de proyectos de rehabilitación para el uso declarado de la propiedad elaborados únicamente sobre la base de la eliminación del riesgo para la salud humana.

Una reciente decisión del TJSP que juzgaba un recurso de apelación entendió que la adopción del principio de reparación integral no podía imponer una obligación excesiva al empresario adquirente de un inmueble con un área contaminada por terceros en actividades anteriores a la adquisición, ya que tal interpretación desincentivaría la implementación de proyectos de remediación para la reutilización de la propiedad.

“Por lo tanto, cualquier otra exigencia sería desproporcionada y arbitraria, ya que el objetivo de la gestión de las áreas contaminadas es promover la rehabilitación, con el fin de permitir la reutilización del área remediada (art. 2º de la Ley Estatal n.º 13.577/2009; art. 22 de la Resolución Conama n.º 420/2009), como en el caso que nos ocupa, en consonancia con la garantía de un medio ambiente ecológicamente equilibrado y la función socioambiental de la propiedad (TJSP Apel 1044699-12.2014.8.26.0053 – SP, Rel; Des Paulo Alcides, j. 2/10/2017).”

En la sentencia del recurso 1032789 75.2013.8.26.01001 (TJSP), el Rel. Des. Ruy Cavalheiro defendió la adopción del Principio de Razonabilidad al afirmar que “la defensa del derecho a la reparación integral y a un medio ambiente ecológicamente equilibrado, cuando entra en conflicto con los demás principios y valores comunitarios, puede dar lugar a arbitrariedades que no deben permitirse” y que deben tenerse en cuenta “el desarrollo sostenible, el derecho a la propiedad y las normas urbanísticas que permiten la ocupación del suelo”.

En 2011 se presentó un Recurso Directo de Inconstitucionalidad (ADIn 0210197-50.2011.8.26.0000) contra la Ley Estatal 13.577/2009. El tribunal desestimó el recurso, reconociendo la constitucionalidad del artículo 10 y de su

párrafo único y descartó la adopción del principio de precaución, por entender que no se trataba de una cuestión de incertidumbre sobre el daño ambiental, “sino de criterios de evaluación a ser desarrollados con base en conceptos toxicológicos que, además de permitir el ejercicio de actividades relevantes desde el punto de vista económico y social, prevenían la ocurrencia de transformaciones nocivas a los seres humanos y al medio ambiente”.

“El artículo 10 de la Ley Estatal n.º 13.577/09, no autoriza la contaminación hasta niveles límite que alteren negativamente la calidad del suelo y del agua subterránea, estableciendo en realidad, criterios de prevención para el ejercicio de las actividades económicas”.

En un reciente Incidente de Resolución de Demandas Repetitivas (Proceso n.º: 2016110-58.2017.8.26.0000), el Ministerio Público del Estado de São Paulo solicitó la uniformización del tratamiento jurídico aplicable a la gestión de áreas urbanas contaminadas, debido al gran potencial de judicialización de estas cuestiones, teniendo en cuenta la posición antagónica del concepto de reparación integral de las áreas contaminadas defendido por la Fiscalía, por un lado, y, por otro, la rehabilitación para el uso declarado sobre la base de la eliminación del riesgo para la salud humana previsto en la legislación, en particular en la Ley Estatal 13.577/2009 y normas conexas, aplicadas por la CETESB.

La acción no fue admitida y el fondo del asunto no llegó a ser analizado, ya que el Grupo Especial de Cámaras de Derecho Ambiental del Tribunal de Justicia del Estado de São Paulo, por mayoría, entendió que aún no existen decisiones divergentes que justifiquen la interposición de una acción de esta naturaleza, por lo que, hasta el momento, sigue habiendo controversia.

Es de esperar que en los demás estados brasileños, a medida que se implanten los sistemas de gestión de áreas contaminadas, se cree legislación y se multipliquen exponencialmente los nuevos procesos judiciales en los Tribunales Superiores.

Responsabilidad penal

La Ley Federal 9.605/98, además de incorporar al ordenamiento jurídico la previsión de conductas ilícitas para su investigación en el ámbito administrativo, también ordenó gran parte de las infracciones contra el medio ambiente que se encontraban dispersas en varias leyes (Código Forestal, Código Penal, etc.), convirtiendo algunas de ellas en delitos, no obstante, sin revocar explícitamente lo que ya existía. Esta ley

se ocupaba de los delitos contra la fauna, la flora, la contaminación, el urbanismo, el patrimonio cultural y la administración ambiental. Existen tres tipos de penas: privativas de libertad, multas y restricciones de derechos. La pena privativa de libertad dejó de ser regla general y dio paso a su conversión en restricción de derechos, condicionando el beneficio, en algunos casos, a la demostración o al compromiso de recuperación del medio ambiente degradado.

En relación con las personas jurídicas, siguiendo el mandato constitucional, se prevé una pena de multa, restricción de derechos, prestación de servicios a la comunidad y liquidación forzosa en caso de que la persona jurídica se constituya o utilice, de manera preponderante, para la práctica de delitos ambientales.

También se prevé la solidaridad entre los agentes que de cualquier forma hayan concurrido a la práctica delictiva, ejemplificados en la propia ley: el director, el administrador, los miembros del consejo y del órgano técnico, el auditor, el gerente, el representante o el mandatario.

CRIMINAL. CRIMEN AMBIENTAL PRACTICADO POR PERSONA JURÍDICA. RESPONSABILIDAD PENAL DEL ENTE COLECTIVO. POSIBILIDAD. DISPOSICIÓN CONSTITUCIONAL REGULADA POR LA LEY FEDERAL. OPCIÓN POLÍTICA DEL LEGISLADOR. FORMA DE PREVENCIÓN DE DAÑOS AL MEDIO AMBIENTE. CAPACIDAD DE ACCIÓN. EXISTENCIA JURÍDICA. ACTUACIÓN DE ADMINISTRADORES EN NOMBRE Y BENEFICIO DE LA PERSONA JURÍDICA. CULPABILIDAD COMO RESPONSABILIDAD SOCIAL. CORRESPONSABILIDAD. SANCIONES ADAPTADAS A LA NATURALEZA JURÍDICA DEL ENTE COLECTIVO. RECURSO CONCEDIDO.

I. Hipótesis en la que una persona jurídica de derecho privado, junto con dos administradores, fue denunciada por crimen ambiental, consistente en causar contaminación en el lecho de un río mediante el vertido de residuos, tales como grasas, aceite, lodo, arena y productos químicos, resultantes de la actividad del establecimiento comercial. (...)

V. Si la persona jurídica tiene existencia propia en el ordenamiento jurídico y realiza actos en el ámbito social a través de la actuación de sus administradores, podrá incurrir en conductas típicas y, por lo tanto, ser objeto de responsabilidad penal. (...) VIII. “En cualquier caso, la persona jurídica debe ser beneficiaria directa o indirectamente de la conducta practicada por decisión de su representante legal o contractual o de su órgano colegiado (énfasis nuestro). (STJ, REsp 564.960/SC, Relator GILSON DIPP, DJ 13/06/2005).

Cabe destacar el artículo 69A de esta ley, que prevé una pena de prisión de tres a seis años para quienes elaboren o presenten, en el marco de un procedimiento de concesión de licencias, concesiones forestales o cualquier otro procedimiento administrativo, estudios, dictámenes o informes ambientales total o parcialmente falsos o engañosos, incluso por omisión.

Por lo anterior, se puede verificar que coexisten las tres responsabilidades: la obligación civil de reparar y/o indemnizar, la responsabilidad administrativa y la penal.

En resumen, las obligaciones y/o sanciones en materia medioambiental son las siguientes:

Responsabilidad	Obligación / Sanción
Administrativa	• Advertencia • Multa simple de R\$ 50,00 a R\$ 50 millones • Multa diaria • Incautación de animales, productos... • Destrucción del producto • Suspensión de venta y fabricación del producto • Embargo de obra o actividad • Demolición de la obra • Suspensión parcial o total de las actividades • Restricción de derechos
Civil	• Reparación de daños • Compensación a la comunidad y al individuo
Penal	• Privación de libertad • Restricción de derechos • Multa

Fuente: Santos & Cerântola, 2017.

En el cuadro siguiente se sistematizan los posibles responsables de la eventual degradación ambiental.

Responsabilidad	Obligación / Sanción
Civil	Persona física o jurídica, de derecho público o privado, responsable, directa o indirectamente, de una actividad causante de degradación ambiental.
Administrativa	Quien lo cometió, contribuyó o se benefició.
Penal	Quien haya cometido o concurrido, sabiendo de la conducta delictiva de otra persona, y no haya impedido su práctica, cuando podía actuar para evitarla, en la medida de su culpabilidad. Las personas jurídicas en los casos en que la infracción sea cometida por decisión de su representante legal o contractual, o de su órgano colegiado, en interés o beneficio de su entidad.

Fuente: Santos & Cerântola, 2017.

El daño ambiental afecta un derecho que pertenece a la colectividad, pero de manera reflexiva (indirecta) puede alcanzar el patrimonio individual de terceros, lo que les da la posibilidad de reclamar el restablecimiento de esos derechos.

En 2010, la Política Nacional de Residuos Sólidos creada por la Ley Federal 12.305, al abordar los Sitios Huérfanos, estableció:

"Art. 41. Sin perjuicio de las iniciativas de otras esferas gubernamentales, el Gobierno Federal deberá estructurar y mantener instrumentos y actividades destinados a promover la descontaminación de áreas huérfanas.

Párrafo único: Si, después de realizada la descontaminación de un área huérfana con recursos del Gobierno Federal o de otra entidad de la Federación, fueran identificados los responsables por la contaminación, éstos deberán reembolsar íntegramente al poder público el valor utilizado".

La PNRS previó que el Poder Público podrá instituir medidas incentivadoras y líneas de financiamiento para atender, con carácter prioritario, las iniciativas de "descontaminación de áreas contaminadas, incluidas las áreas huérfanas" (artículo 42, inciso VI).

Iniciativas estatales por región

Región Sudeste

São Paulo

En el estado de São Paulo, la Ley n.º 997/76 dispone sobre el control de la contaminación ambiental y su artículo 2º considera contaminación del medio ambiente la presencia, el vertido o la liberación, en el agua, el aire o el suelo, de cualquier forma de materia o energía, con intensidad, en cantidad, concentración o características contrarias a las establecidas en virtud de la presente ley o que hagan o puedan hacer que las aguas, el aire o el suelo sean impropios, nocivos u ofensivos para la salud, entre otros elementos.

El artículo 3º prohíbe el vertido o la liberación de contaminantes al agua, al aire o al suelo, y considera contaminante cualquier forma de materia o energía que, directa o indirectamente, cause contaminación del medio ambiente.

El Decreto n.º 8.468/76 aprueba el reglamento de la Ley n.º 997/76, que dispone sobre la prevención y el control de la contaminación del medio ambiente. Y los artículos 51º, 52º y 56º tratan de la contaminación del suelo.

El estado de São Paulo fue pionero en promulgar leyes específicas con el fin de proteger el suelo y las aguas subterráneas con la Ley Estatal n.º

13.577, de 8 de julio de 2009, y el 28 de diciembre del mismo año, el Ministerio de Medio Ambiente publicó la Resolución CONAMA 420. Ambas presentan parámetros y valores de referencia para la calidad y protección de estas matrices. En el año 2013, la Ley n.º 13.577 fue regulada mediante el Decreto n.º 59.263.

La Ley n.º 13.577/2009 establece directrices y procedimientos para proteger la calidad del suelo y gestionar áreas contaminadas, y dispone otras medidas relacionadas, tales como la definición de responsabilidades, la identificación y el registro de áreas contaminadas, y la remediación de estas áreas con el fin de garantizar la seguridad de su uso actual y futuro.

También en 2009, el Decreto n.º 54.544 reguló esta ley en lo que respecta a la compensación ambiental para la instalación de obras/actividades que pudieran causar riesgos de contaminación.

Posteriormente, en el año 2013, la Ley n.º 13.577 fue regulada mediante el Decreto n.º 59.263, que aborda el proceso de identificación de las áreas contaminadas y la clasificación de las áreas en AP (Áreas con Potencial de Contaminación), AS (Área con Sospecha de Contaminación), ACI (Área Contaminada bajo Investigación) y ACRi (Área Contaminada con Riesgo Confirmado). Otro punto del decreto es el contenido de un Plan de Intervención que debe elaborarse para las ACRi y que está relacionado con la evaluación de riesgos para la salud humana o ecológica.

En el artículo 4º se definen los instrumentos para la implantación del sistema de protección de la calidad del suelo y para la gestión de áreas contaminadas. Entre otros, se destacan: registro de áreas contaminadas; concesión de licencias y fiscalización; Plan de Desactivación del Emprendimiento; Plan Director y legislación sobre uso y ocupación del suelo; Plan de Intervención; criterios de calidad para suelos y aguas subterráneas.

La rehabilitación se trata en el artículo 40, que aborda la toma de decisiones sobre las medidas de intervención que deben adoptarse en un Área Contaminada con Riesgo Confirmado (ACRi).

“Artículo 41. Una vez clasificada el área como Área Contaminada con Riesgo Confirmado (ACRi), la CETESB adoptará las siguientes medidas:

- *Incluir el área en el Sistema de Áreas Contaminadas*

y Rehabilitadas como Área Contaminada con Riesgo Confirmado (ACRi);

- *Comunicar a la Secretaría Estatal de Salud cuando existan riesgos para la salud humana por encima de los niveles aceptables;*
- *Determinar al responsable legal del área que proceda, en un plazo máximo de cinco (5) días a partir de la inscripción de la información sobre los riesgos identificados en la Evaluación de Riesgos en el registro inmobiliario correspondiente;*
- *Comunicar a las alcaldías municipales;*
- *Comunicar al DAEE para que pueda adoptar las medidas pertinentes relativas a los actos de concesión;*
- *Iniciar los procedimientos para la rehabilitación de el área contaminada, en consonancia con las medidas de emergencia ya en curso.”*

La Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental del Estado de São Paulo (CETESB) desempeña un papel destacado en el establecimiento de directrices técnicas que sirven de base fundamental para el establecimiento y la estandarización de procedimientos en todo el país.

El primer intento de desarrollar valores orientativos para la realidad brasileña se produjo en 2001, cuando la CETESB publicó la Decisión Directiva n.º 014-01-E, de 26 de julio de 2001, con 37 sustancias.

El Manual de Gestión de Áreas Contaminadas elaborado por la CETESB aborda con más detalle estas etapas, siendo la etapa de diagnóstico o investigación la que está relacionada con el enfoque del presente estudio. Según el manual, el objetivo principal de esta fase es cuantificar la contaminación mediante la identificación de “las características de la fuente de contaminación y los medios afectados, determinando las dimensiones de las áreas o volúmenes afectados, los tipos de contaminantes presentes y sus concentraciones”. El documento amplía el objetivo para determinar la pluma de contaminación, así como sus límites y su tasa de propagación.

En 2005 se establecieron nuevos valores orientativos para suelos y aguas subterráneas en sustitución de los valores orientativos de 2001 (Decisión Directiva de CETESB 195/2005) y se estableció un plazo de hasta cuatro años para que fueran revisados y sometidos a la deliberación de la Dirección Plena de la CETESB. También se establecieron parámetros de intervención diferenciados según el uso previsto (agrícola, industrial o residencial) para 84 sustancias.

En 2014, una nueva Decisión Directiva de CETESB, la DD n.º 45, aprobó valores orientativos para suelos y aguas subterráneas en el estado de São Paulo en sustitución de los de 2005 y redujo a un año el plazo de revisión por parte de la CETESB.

Finalmente, el 22 de noviembre de 2016, la CETESB publicó nuevos valores orientativos para suelos y aguas subterráneas en el estado de São Paulo, mediante la Decisión Directiva n.º 256/2016/E, que incluye valores de prevención e intervención para dioxinas y furanos en el suelo (CETESB, 2016).

La publicación de la Decisión Directiva n.º 125/2021/E, de 9 de diciembre de 2021, actualizó los valores orientativos para nueve sustancias en la matriz de aguas subterráneas, restringiéndolos en su mayoría. Entre las clases de sustancias actualizadas se encuentran las inorgánicas, los hidrocarburos aromáticos y poliaromáticos, los etanos y los etenos clorados.

A raíz de la evolución de la legislación que aborda la protección de la calidad del suelo y las aguas subterráneas, el 7 de febrero de 2017, la CETESB publicó la Decisión Directiva n.º 038/2017/C, que dispone la aprobación del “Procedimiento para la Protección de la Calidad del Suelo y de las Aguas Subterráneas”, la revisión del “Procedimiento para la Gestión de Áreas Contaminadas” y establece “Directrices para la Gestión de Áreas Contaminadas en el ámbito de Licencias Ambientales”, en virtud de la publicación de la Ley Estatal n.º 13.577/2009 y su Reglamento, aprobado mediante el Decreto n.º 59.263/2013, y otras disposiciones.

La DD n.º 038/2017/C incluye el Programa de Monitoreo Preventivo de la Calidad del Suelo y del Agua Subterránea que deberá presentarse ante el organismo ambiental al solicitar la Licencia de Instalación o la renovación de la Licencia de Operación en áreas con Potencial de Contaminación, que deberá tener en cuenta el Modelo Conceptual del Área (MCA).

1) obtenido a partir del estudio de Evaluación Preliminar.

Además, describe el Procedimiento para la Gestión de Áreas Contaminadas, que debe estar en consonancia con el Manual de Gestión de Áreas Contaminadas, y establece las Directrices para la Gestión de Áreas Contaminadas en el ámbito de la Licencia Ambiental.

El procedimiento contenido en este documento describe las etapas a realizar, sus objetivos, cómo deben llevarse a cabo

y quiénes son los responsables de realizarlas, que según el artículo 18 del Decreto 59.263/2013 recaerá en el responsable legal y en el responsable técnico (artículos 38 y 49).

Según este documento, el “Modelo Conceptual del Área es un informe escrito, acompañado de una representación gráfica, de los procesos asociados al transporte de las sustancias químicas de interés en el área investigada, desde las fuentes potenciales, primarias y secundarias de contaminación, hasta los receptores potenciales o efectivos. Dicho informe deberá contener la identificación de las sustancias químicas de interés, las fuentes de contaminación, los mecanismos de liberación de las sustancias, los medios por los que se transportarán las sustancias, los receptores y las vías de entrada de las sustancias en los receptores”. La Decisión Directiva n.º 038/2017 establece cuatro niveles del Modelo Conceptual del Área (MCA), que dependerán del conocimiento del área y de la evolución de la Metodología de Gestión de Áreas Contaminadas.

El GAC contempla dos procesos: el Proceso de Identificación de Áreas Contaminadas y el Proceso de Rehabilitación de Áreas Contaminadas.

La identificación del área contaminada incluye la etapa de Evaluación Preliminar y la etapa de Investigación Confirmatoria. En la primera etapa se establecerá el MCA 1, que, en función de la calidad de la información, podrá clasificarse en “A”, “B” o “C”.

Con estos datos se elaborará el Plan de Investigación Confirmatoria, que guiará la confirmación / identificación del área contaminada. Al finalizar esta etapa se elaborará el MCA 2.

La Investigación Detallada dará lugar al MCA 3 y a la Evaluación de Riesgos MCA 4.

La Rehabilitación de Áreas Contaminadas (RAC) incluye tres etapas: la elaboración del Plan de Intervención, la ejecución del Plan de Intervención y el Monitoreo para el cierre, con miras a alcanzar las condiciones necesarias para obtener el Término de Rehabilitación para el Uso Declarado.

La Instrucción Técnica n.º 039/2018, de la Dirección de Control y Licencias de la CETESB, aclaró y detalló los trámites administrativos y las atribuciones relativas a la aplicación de normas previstas en la Decisión Directiva n.º 038/2017/C de la CETESB (2017).

La recientemente publicada Decisión Directiva n.º 106/2022/P, de 24 de octubre de 2022, establece los procedimientos que deben seguirse en el ámbito

de los procesos administrativos para la emisión de dictámenes técnicos relativos a la gestión de áreas contaminadas, la reutilización de zonas contaminadas, la desactivación y desmovilización de Actividades Potencialmente Generadoras en Zonas Contaminadas Prioritarias para Licencia y Clausura y la emisión de permisos para pozos de captación de aguas subterráneas en las proximidades de áreas contaminadas (CE- TESB, 2022).

La Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2013) propone que el modelo conceptual sea una representación gráfica o escrita de un sistema ambiental y sus procesos físicos, químicos y biológicos que delimitan el transporte de los contaminantes desde las fuentes, a través de los medios, hasta los receptores involucrados.

Otro paso importante adoptado en el estado de São Paulo fue la identificación de áreas potencialmente contaminadas a partir del levantamiento de actividades o emprendimientos con gran propensión a generar contaminación. Esta lista está prevista en la Resolución de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente n.º 10, de 8 de febrero de 2017.

Una vez identificadas estas actividades potencialmente generadoras de contaminación, el siguiente paso del Estado fue localizar las regiones prioritarias para la identificación de áreas contaminadas. Esto se produjo con la publicación de la Resolución de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente n.º 11, de 8 de febrero de 2017, que estableció un plazo de 180 días a partir de la convocatoria de la CETESB para que los proyectos en funcionamiento en estas regiones realizaran una Evaluación Preliminar y Confirmatoria, según el caso.

Minas Gerais

En el estado de Minas Gerais, la gestión de áreas contaminadas comenzó en 2008 con la publicación de la Resolución Normativa COPAM 116/2008, que estableció la obligatoriedad de declarar las áreas con sospecha de contaminación y contaminadas. El estado cuenta con la colaboración del Departamento de Suelos de la Universidad Federal de Viçosa y de la Fundación Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), el Programa Solos de Minas, cuyo objetivo principal es obtener valores de referencia para los suelos del estado de Minas Gerais. (FEAM, 2011).

También forma parte del marco jurídico del estado la siguiente legislación:

1. Ley Estatal n.º 18.031, de enero de 2009, que establece la Política Estatal de Residuos Sólidos.

2. Decreto Estatal n.º 45.181, de 25 de septiembre de 2009, que regula la Ley Estatal n.º 18.031, de 12 de enero de 2009, en particular el artículo 4º, inciso VI.

3. Resolución Conjunta COPAM/CERH n.º 02, de 8 de septiembre de 2010, por la que se instituye el Programa Estatal de Gestión de Áreas Contaminadas, que establece las directrices y procedimientos para proteger la calidad del suelo y la gestión ambiental de áreas contaminadas por sustancias químicas.

4. Resolución Normativa COPAM n.º 166, de 29 de junio de 2011, que modifica el Anexo I de la Resolución Conjunta COPAM CERH n.º 2/2010, por la que se establecen los Valores de Referencia de Calidad de los Suelos.

5. Resolución Conjunta COPAM/CERH n.º 05, de 14 de septiembre de 2017, que establece directrices y procedimientos para la definición de áreas de restricción y control del uso de las aguas subterráneas y otras disposiciones.

6. Ordenanza Igam n.º 48, de 4 de octubre de 2019, que establece normas complementarias para la regularización de los recursos hídricos del dominio del estado de Minas Gerais.

Río de Janeiro

Cabe destacar la publicación anual del Inventario de Áreas Contaminadas y Rehabilitadas en la página web de la Fundación Estatal del Medio Ambiente (FEAM), desde 2009 (CETESB 2022).6.2.2.3 Río de Janeiro

En Río de Janeiro, el INEA (Instituto Estadual do Ambiente) publicó en diciembre de 2013 el primer registro de áreas contaminadas del estado. Las áreas se clasifican de acuerdo con la Resolución del Consejo Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) n.º 420/2009, que recomienda a los organismos competentes publicar en sus portales dicha información y clasificar las áreas como: Área Contaminada bajo Investigación (AI), Área Contaminada bajo Intervención (ACI), Área en Proceso de Monitoreo para Rehabilitación (AMR) y Área Rehabilitada para Uso Declarado (AR) (INEA, 2013).

Para el GAC, en el estado se adoptó la siguiente legislación:

1. Resolución Conema n.º 44, de 14 de diciembre de 2012, que dispone sobre la obligatoriedad de identificar la posible contaminación ambiental de suelos y aguas subterráneas por agentes químicos, en el proceso de concesión de licencias ambientales estatales.

2. Resolución Conema n.º 46, de 10 de mayo de 2013, que aprueba la Norma Operativa NOP-INEA n.º 05 – Licencia ambiental y cierre de Estaciones de Venta de Combustibles Líquidos y Gas Natural.

3. Decreto Estatal n.º 46.890, de 23 de diciembre de 2019, que dispone sobre el Sistema Estatal de Concesión de Licencias y demás Procedimientos de Control Ambiental (SELCA), en especial los artículos 39 y 30.

4. Ley Estatal n.º 9.055, de 8 de octubre de 2020, que establece la obligatoriedad del control y tratamiento del lodo en los sistemas de destino final de residuos sólidos, vertederos, vertederos controlados y vertederos sanitarios, así como la remediación de vertederos (CETESB, 2022).

Espírito Santo

Para el estado se ha creado la siguiente legislación:

1. Instrucción Normativa n.º 02, de 22 de enero de 2007, por la que se establecen criterios técnicos relativos a la ejecución de trabajos de investigación ambiental para la detección de contaminación de suelos y agua por hidrocarburos y procedimientos para su remediación en áreas ocupadas por estaciones de servicio de combustibles derivados del petróleo en el estado de Espírito Santo.

2. Ley Estatal n.º 9.264, de 15 de julio de 2009, por la que se establece la Política Estatal de Residuos Sólidos, en particular los artículos 4, inciso XV; 5, incisos XI y XII; 12; y 34, §2º.

3. Ordenanza Conjunta Seama/IEMA n.º 16-S, de 7 de diciembre de 2016, que da a conocer la Instrucción Normativa IEMA n.º 014-N, de 7 de diciembre de 2016, que dispone sobre la clasificación de las actividades potencialmente contaminantes y/o degradantes del medio ambiente con obligación de obtener una licencia ambiental ante el IEMA y su clasificación en función de su potencial contaminante y su envergadura.

4. Instrucción Normativa n.º 15-N del IEMA, de 7 de diciembre de 2016, por la que se establecen los criterios

técnicos para la presentación de resultados de monitoreo de efluentes líquidos industriales, efluentes líquidos sanitarios, masas de agua, suelos y aguas subterráneas en el ámbito de concesión de licencias ambientales del IEMA.

5. Instrucción Normativa IEMA n.º 016-N, de 7 de diciembre de 2016, por la que se establecen procedimientos administrativos y criterios técnicos para la regularización ambiental de la actividad de estaciones de venta de combustibles y otras disposiciones.

6. Decreto Estatal n.º 4039-R, de 7 de diciembre de 2016, que actualiza las disposiciones sobre el Sistema de Concesión de Licencias Ambientales y Control de Actividades Contaminantes o Degradantes del Medio Ambiente (SILCAP).

7. Instrucción Normativa IEMA n.º 1, de 24 de febrero de 2017, que dispone sobre la concesión de licencias ambientales y estudios ambientales que deben presentarse al solicitar una licencia para la actividad de cementerio.

8. Instrucción Normativa n.º 03-N, de 12 de marzo de 2019, que modifica el Anexo II de la Instrucción Normativa n.º 014-N, de 7 de diciembre de 2016.

9. Término de Referencia – TR CQAI-DT N°001/2019 (versión 01): Término de Referencia para la Elaboración de Estudios de Pasivo Ambiental – Evaluación Preliminar e Investigación Confirmatoria en suelos y aguas subterráneas por la disposición irregular de Residuos Sólidos Urbanos – RSU.

10. Instrucción Normativa IEMA n.º 015-N, de 23 de septiembre de 2020, que dispone sobre la clasificación de las actividades potencialmente contaminantes y/o degradantes para el medio ambiente con obligación de obtener una licencia ambiental en el IEMA y su clasificación en función de su potencial contaminante y su envergadura.

11. Ordenanza Conjunta SEAMA/IEMA n.º 17-S, de 7 de diciembre de 2020, que da a conocer la Instrucción Normativa IEMA n.º 15-N, de 7 de diciembre de 2016, que establece criterios técnicos para la presentación de resultados de monitoreo de efluentes líquidos industriales, efluentes líquidos sanitarios, de cuerpos de agua, de suelos y aguas subterráneas en el ámbito de la concesión de licencias ambientales del IEMA (CETESB, 2022).

Paraná

La resolución CEMA 107, de 9 de septiembre de 2020, que regula la concesión de licencias ambientales, establece criterios y procedimientos que deben adoptarse para las actividades contaminantes, degradadoras y/o modificadoras del medio ambiente, en su artículo 60° aclara que la construcción, instalación, ampliación y funcionamiento de establecimientos y actividades que utilicen recursos ambientales, efectivamente o potencialmente contaminantes, estarán sujetos a una licencia ambiental previa.

La concesión de licencias se llevará a cabo de forma preventiva, teniendo en cuenta las modalidades aplicables y las fases de planificación, instalación u operación de la actividad o del proyecto.

Además, el estado cuenta con la siguiente legislación:

1. Ley Estatal n.º 14.984, de 28 de diciembre de 2005, que dispone sobre la ubicación, construcción y modificación de puestos de venta, que, según se especifica, dependerán de la autorización previa del municipio.
2. Ley Estatal n.º 16.346, de 18 de diciembre de 2009, que establece la obligación de las empresas potencialmente contaminantes de contratar a un técnico responsable del área medioambiental.
3. Ley Estatal n.º 19.261, de 7 de diciembre de 2017, que crea el Programa Estatal de Residuos Sólidos para cumplir con las directrices de la Política Nacional de Residuos Sólidos, en especial el artículo 8°, incisos VII y VIII.
4. Resolución Sedest 3, de 17 de enero de 2020, que dispone sobre la Concesión de Licencias Ambientales, establece condiciones y criterios para Estaciones de Servicio, Estaciones de Abastecimiento, Instalación de Sistemas Minoristas de Combustible (TRR), Estaciones Flotantes y Bases de Distribución de Combustibles (sustituye a la Resolución SEMA 32/2016 y a la Resolución Sedest 56/2019).
5. Resolución CERH n.º 9, de 29 de septiembre de 2020, que establece directrices y criterios generales para la definición de áreas críticas en cuanto al uso de aguas superficiales y subterráneas de dominio del estado de Paraná (CETESB, 2022).

La Resolución CONSEMA n.º 98, de 5 de julio de 2017, aprueba, en los términos del inciso XIII del artículo 12 de la Ley n.º 14.675, de 13 de abril de 2009, la lista de actividades sujetas a licencia ambiental y define los estudios ambientales necesarios. Por su parte, el artículo 8° aclara que estarán sujetos a licencia ambiental previa la construcción, instalación, ampliación y funcionamiento de actividades o proyectos que utilicen recursos ambientales, que sean efectivamente o potencialmente contaminantes o que puedan causar, de cualquier forma, degradación ambiental, enumerados en el Anexo VI, con indicación del estudio ambiental correspondiente.

También existe la siguiente legislación para el GAC:

1. Instrucción Normativa IMA n.º 01, de 11 de febrero de 2015, que define la documentación necesaria para la concesión de licencias y establece criterios para la presentación de planes, programas y proyectos ambientales para el comercio de combustibles líquidos y gaseosos en estaciones de servicio, estaciones flotantes e instalaciones de sistemas minoristas, con o sin lavado y/o lubricación de vehículos, incluido el tratamiento de residuos líquidos, el tratamiento y eliminación de residuos sólidos, las emisiones atmosféricas y otros pasivos ambientales.
2. Resolución CONSEMA n.º 114, de 10 de noviembre de 2017, por la que se establecen directrices y criterios para la elaboración de Planes de Gestión de Residuos Sólidos (PGRS).
3. Instrucción Normativa IMA n.º 74, de 24 de agosto de 2018, que define la documentación necesaria para la concesión de licencias y establece criterios para la presentación de planes, programas y proyectos ambientales que se ejecutarán en la Recuperación/Gestión de Áreas Contaminadas, incluyendo la identificación, investigación y rehabilitación del área.
4. Ordenanza IMA n.º 45, de 19 de marzo de 2021, que aprueba los valores orientativos de calidad de suelos y aguas subterráneas de Santa Catarina (CETESB, 2022).

Rio Grande do Sul

La Ley n.º 15.434, de 9 de enero de 2020, que establece el Código Estatal del Medio Ambiente del Estado de Rio Grande do Sul. Cuenta como instrumentos de la Política

Estatad del Medio Ambiente, el registro técnico estatal de actividades potencialmente contaminantes y la gestión de áreas potencialmente contaminadas, contaminadas y rehabilitadas.

Dispone de la siguiente legislación:

1. Ley Estatal n.º 9.921, de 27 de julio de 1993, que dispone sobre la gestión de residuos sólidos, en virtud del artículo 247, §3º, de la Constitución del Estado de Rio Grande do Sul.

2. Decreto Estatal n.º 38.356, de 1 de abril de 1998, que regula la Ley Estatal n.º 9.921/1993.

3. Directriz Técnica n.º 001/2011 – DIRTEC, que trata de la concesión de licencias ambientales para áreas industriales degradadas.

4. Prov. 12/2014 Registro TJRS - Disposición n.º 012/2014-CGJ.

5. Ley Estatal n.º 14.528, de 17 de abril de 2014, por la que se establece la Política Estatal de Residuos Sólidos.

6. Ordenanza FEPAM n.º 49, de 22 de mayo de 2014, que dispone sobre la creación del Programa de Gestión de Residuos Sólidos y Áreas Contaminadas en el ámbito de la Fundación Estatal de Protección Ambiental.

7. Ordenanza FEPAM n.º 85, de 5 de septiembre de 2014, que establece los Valores de Referencia de Calidad de suelos para nueve elementos químicos presentes de forma natural en las diferentes provincias geomorfológicas/geológicas del estado de Rio Grande do Sul.

8. Ordenanza FEPAM n.º 26, de 2 de abril de 2015, que dispone sobre la Convalidación del Programa de Gestión de Residuos Sólidos y Áreas Contaminadas (PGRSAC).

9. Resolución CONSEMA n.º 372, de 2 de marzo de 2018, que dispone sobre los proyectos y actividades que utilizan recursos ambientales, que son efectivamente o potencialmente contaminantes o que pueden, de cualquier forma, causar degradación ambiental, sujetos a licencia ambiental en el estado de Rio Grande do Sul, destacando aquellos con impacto a nivel local para el ejercicio de la competencia municipal en materia de licencias ambientales.

9. Ordenanza Fepam n.º 99, de 5 de diciembre de 2018, por la que se establecen los procedimientos para la emisión del acto administrativo: Declaración de Pasivo Ambiental.

10. Ordenanza FEPAM n.º 82, de 13 de noviembre de 2020, que dispone sobre los criterios, las directrices generales y los procedimientos que deben seguirse en la concesión de licencias ambientales a empresas del sector minorista de combustibles en el estado de Rio Grande do Sul (sustituye a la Ordenanza FEPAM n.º 22/2019).

12. Directriz Técnica n.º 003/2021 – DIRTEC, de 5 de febrero de 2021, que trata de la concesión de licencias ambientales para áreas con sospecha, con potencial de contaminación o contaminadas, o áreas degradadas por la disposición irregular de residuos sólidos.

13. Directriz Técnica n.º. 04/2021 – DIRTEC, de 21 de julio de 2021, que trata del monitoreo de aguas subterráneas en la gestión de áreas contaminadas.

14. Ordenanza Conjunta SEMA – FEPAM n.º 14, de 8 de julio de 2021, que modifica la Ordenanza Conjunta SEMA– FEPAM n.º 13, de 8 de noviembre de 2019, que establece las reglas de inscripción en el Registro Técnico Estatal de Actividades Potencialmente Contaminantes o Usuarios de Recursos Ambientales – CTE y de recaudación de la TCFA-RS (CETESB, 2022).

Región Centro-Oeste

Distrito Federal

La Ley Distrital n.º 5.418, de 24 de noviembre de 2014, establece la Política Distrital de Residuos Sólidos, en especial el artículo 14, que determina que el Distrito Federal debe elaborar el Plan Distrital de Gestión Integrada de Residuos Sólidos, cuyo contenido mínimo debe incluir, entre otros, la identificación de los pasivos ambientales relacionados con los residuos sólidos, incluidas las áreas contaminadas, y las respectivas medidas de saneamiento (XVIII).

La Resolución CONAM n.º 03, de 18 de diciembre de 2018, establece los procedimientos para la concesión de licencias ambientales a estaciones de servicio, puntos de abastecimiento, instalaciones de sistemas minoristas, estaciones flotantes de combustible y estaciones de servicio lacustres, y deroga y sustituye la Instrucción IBRAM 213/2013.

La Instrucción Normativa Brasília Ambiental n.º 28, de 11 de agosto de 2020, establece los procedimientos para la concesión de licencias ambientales a estaciones de servicio, puntos de abastecimiento, instalaciones de sistemas minoristas, estaciones flotantes de combustible y estaciones de servicio lacustres, y dispone otras medidas.

Goiás

El Decreto Estatal n.º 9.710, de 3 de septiembre de 2020, regula la Ley Estatal n.º 20.694, de 26 de diciembre de 2019, que establece las normas generales para la concesión de licencias ambientales en el estado de Goiás.

1. El artículo 2º explica que la concesión de licencias ambientales es el proceso mediante el cual se autoriza previamente la construcción, instalación, ampliación y funcionamiento de proyectos y actividades que utilizan recursos ambientales, que son efectiva o potencialmente contaminantes o que pueden causar, de cualquier forma, degradación ambiental. Y, también dispone de la siguiente legislación: Ley Estatal n.º 14.248, de 29 de julio de 2002, que establece la Política Estatal de Residuos Sólidos.
2. La Resolución CEMAm n.º 29, de 10 de diciembre de 2018, establece los criterios y procedimientos relativos a la concesión de licencias ambientales para puntos de abastecimiento, estaciones de servicio e instalaciones de sistemas minoristas de combustibles en el estado de Goiás.

3. Ley Estatal n.º 21.231, de 10 de enero de 2022, que dispone sobre la regularización de pasivos ambientales de inmuebles rurales y urbanos, así como la compensación forestal y la compensación por daños para regularizar la supresión de la vegetación nativa realizada sin la autorización previa del órgano ambiental competente, así como la definición de los parámetros de compensación forestal en el estado de Goiás, destacando el artículo 4º, inciso V (CETESB, 2022).

Mato Grosso do Sul

La Resolución SEMAC n.º 10, de 6 de mayo de 2014, regula el procedimiento de concesión de licencias integradas para las actividades y proyectos que componen el sistema municipal de gestión y administración de residuos sólidos urbanos (CETESB, 2022).

Región Noreste

Alagoas

La Ley Estatal n.º 7.749, de 13 de octubre de 2015, establece la Política Estatal de Residuos Sólidos e Inclusión Productiva, destacando el artículo 6º, inciso XIV, que aborda la descontaminación de áreas contaminadas, incluidas las áreas huérfanas.

Y la Resolución CEPRAM n.º 15, de 25 de agosto de 2020, establece los valores orientativos de calidad del suelo del estado de Alagoas en cuanto a la presencia de metales pesados (CETESB, 2022).

Bahía

La Ley Estatal n.º 10.431, de 20 de diciembre de 2006, dispone sobre la Política de Medio Ambiente y Protección de la Biodiversidad del Estado de Bahía, destacando los artículos 25, 26, 28, 32, 33 y 34.

El Decreto Estatal n.º 14.024, de 5 de junio de 2012, regula la Ley Estatal n.º 10.431/2006, destacando los artículos 33, 34, 35, 37, 38, 39, 74, 75, 103 y 254.

La Ley Estatal n.º 12.932, de 7 de enero de 2014, establece la Política Estatal de Residuos, destacando los artículos 9º, 11, 20 y 33.

La Instrucción Normativa INEMA n.º 22.181, de 22 de enero de 2021, establece criterios para la implantación de un sistema de medición para el monitoreo de los usos e intervenciones en los recursos hídricos con el fin de adoptar medidas de control en el estado de Bahía, destacándose el artículo 12.

La Instrucción Normativa INEMA n.º 2, de 18 de junio de 2021, dispone sobre la desactivación total o parcial de proyectos potencialmente contaminantes, el cierre de actividades potencialmente contaminantes, la rehabilitación de áreas y otras medidas (CETESB, 2022).

Ceará

La Ley Estatal 16.032 de 20 de junio de 2016 trata de la Política Estatal de Residuos, destacando los artículos 3º y 19º (CETESB, 2022).

Maranhão

La Ordenanza SEMA n.º 1, de 16 de enero de 2018, regula la Concesión de Licencias Ambientales de los Sistemas de Almacenamiento de Derivados del Petróleo y otros Combustibles, competencia de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales – SEMA (CETESB, 2022).

Paraíba

La Resolución Copam n.º 3.602, de 18 de diciembre de 2014, establece los valores guía de calidad del suelo en cuanto a la presencia de metales pesados (CETESB, 2022).

Pernambuco

El estado cuenta con la siguiente legislación:

1. Instrucción Normativa CPRH n.º 5, de 25 de septiembre de 2006, que regula el proceso de concesión de licencias ambientales a las estaciones de servicio, así como los procedimientos que deben adoptarse en caso de derrames de combustible y de constatación de pasivos ambientales en las estaciones.
2. Ley Estatal n.º 14.236, de 13 de diciembre de 2010, que establece la Política Estatal de Residuos Sólidos.
3. Instrucción Normativa CPRH n.º 07, de 7 de julio de 2014, que establece los valores de referencia de la calidad del suelo del estado de Pernambuco en cuanto a la presencia de sustancias químicas para la gestión ambiental de áreas contaminadas por estas sustancias (CETESB, 2022).

Región Norte

Rondônia

El Plan Estatal de Residuos Sólidos de Rondônia, concretamente el Subproducto 4.3¹ – “Propuesta de medidas que deben aplicarse en áreas degradadas, objeto de recuperación debido a la disposición inadecuada de residuos sólidos o desechos” (CETESB, 2022).

Roraima

La Ley Estatal n.º 416, de 14 de enero de 2004, establece la Política Estatal de Gestión Integrada de Residuos Sólidos, así como la Instrucción Normativa Femarh/Pres/Gab n.º 5, de 21 de junio de 2021, dispone sobre la clasificación y las directrices ambientales para la clasificación de aguas subterráneas en el estado de Roraima mediante el uso de un protocolo con parámetros básicos (CETESB, 2022).

Iniciativas municipales

Municipio de São Paulo

Primera regla específica sobre la gestión de áreas contaminadas en Brasil, el Decreto 42.319/2002 fue promulgado por el municipio de São Paulo teniendo en cuenta el avanzado proceso de desactivación industrial y la consiguiente ocupación de estas áreas para nuevos fines. Así determinó que:

“Art. 3º – Qualquer forma de parcelamento, uso y ocupación del suelo, incluidos los proyectos públicos, en áreas consideradas contaminadas o con sospecha de contaminación, solo podrá aprobarse o regularizarse tras la realización, por parte del emprendedor, de una investigación del terreno y una evaluación de riesgos para el uso existente o previsto, que se someterán a la apreciación del organismo ambiental competente”.

Pero fue solo al año siguiente cuando la Ley 13.564, de 24 de abril de 2003, enumeró las actividades consideradas con sospecha de contaminación, condicionando el cambio de uso a la presentación de un informe técnico de evaluación de riesgos que demostrara la existencia de condiciones ambientales aceptables para el uso previsto en el inmueble. Las áreas con sospecha de contaminación o susceptibles de riesgo de uso se enumeran en el artículo 2º.

Las actividades potencialmente contaminantes se ampliaron en la Ley n.º 13.885, de 24 de agosto de 2004, cuyo lema era la parcelación, el uso y la ocupación del suelo descritos en su artículo 201, que se mantuvieron en la Ley n.º 16.402/2016 que la sustituyó.

En 2016, la Ley n.º 16.402 reguló la parcelación, el uso y la ocupación de suelos en el municipio de São Paulo, de conformidad con la Ley n.º 16.050, de 31 de julio de 2014 – Plan Director Estratégico (PDE).

Municipio de Campinas

El municipio de Campinas aplica el Decreto Municipal n.º 14.091, de 26 de enero de 2002, y el Decreto Municipal n.º 18.669, de 13 de marzo de 2015 (CETESB, 2022).

Municipio de Porto Alegre

En el estado de Rio Grande do Sul, la alcaldía municipal de Porto Alegre, a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Sostenibilidad (SMAMS), publicó en septiembre de 2018 la Instrucción Técnica n.º 01/2018 sobre la gestión de áreas contaminadas. Dicha instrucción técnica tiene por objeto presentar las directrices para la gestión de áreas contaminadas en la ciudad de Porto Alegre, con el fin de “garantizar las condiciones necesarias para el desarrollo socioeconómico y la protección de la dignidad de la vida en todas sus formas; los requisitos legales aplicables destinados a orientar a las partes interesadas, promover la preservación, la mejora y la recuperación de la calidad ambiental favorable a la vida,

estableciendo normas y procesos estandarizados para todas las partes implicadas”.

El documento se aplica a las áreas consideradas con Potencial de Contaminación (AP), Sospecha de Contaminación (AS) y Contaminadas (AC) y tiene como objetivo la implementación de un sistema de gestión ambiental eficiente y eficaz, capaz de establecer normas en los procesos de uso y reutilización de estas áreas.

5.2 Iniciativas/acciones ambientales internacionales

Acciones en los Estados Unidos

En los Estados Unidos, la gestión de áreas contaminadas comenzó en 1980, cuando, para sostener el programa de recuperación de áreas contaminadas, el fondo de crédito (*Superfund*) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency, U.S. EPA*) propuso una ley que creaba un impuesto sobre las industrias química y petrolera y otorgaba a dicha agencia autoridad federal para responder a los vertidos o emisiones de sustancias peligrosas que pudieran poner en peligro la salud pública y/o el medio ambiente (SOARES, 2011).

Desde entonces, los recursos del programa *Superfund* de la U.S. EPA se han utilizado para proteger la salud humana y el medio ambiente mediante la gestión de revitalización de las áreas más críticas del país (en lo que respecta a la contaminación por residuos peligrosos) y la respuesta a emergencias medioambientales a nivel local y nacional.

Una de las herramientas más importantes para la Gestión de Áreas Contaminadas en los Estados Unidos (U.S. EPA, 2011) es el Modelo Conceptual del Área (MCA), que sirve de apoyo para la toma de decisiones correctas. Para la U.S. EPA (2011), el MCA se considera un ciclo de vida que consta de seis etapas divididas en dos puntos clave: Desarrollo del MCA y Evolución/Perfeccionamiento del MCA. El desarrollo del MCA se compone del MCA Preliminar (*Preliminary*) y del MCA Base (*Baseline*). Los cuatro ciclos de vida de la Evolución/Perfeccionamiento del MCA son: MCA de Caracterización (*Characterization CSM Stage*), MCA del Proyecto (*Design CSM Stage*), MCA de Remediación y Mitigación (*Remediation/ Mitigation CSM Stage*) y MCA de Post-Remediación (*Post Remedy CSM Stage*).

Acciones en la Unión Europea y Alemania

Según Spínola (2011), la Unión Europea estableció las bases de su actuación en el ámbito ambiental a través del “Sexto Programa Comunitario de Acción en Materia de Medio Ambiente” (aprobado mediante la Decisión n.º 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo), titulado “Medio Ambiente 2010: nuestro futuro, nuestra elección”. En ese momento, se reconoció que el suelo era un “recurso finito bajo presión ambiental”, por lo que debía crearse una estrategia cuyo objetivo fuera su uso sostenible (PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO, 2002 apud SPÍNOLA, 2011).

Solo en 1985 surgió el tratamiento de la protección del suelo como punto clave en la política medioambiental alemana, con alcance a nivel federal, con el fin de promover la minimización de la introducción de sustancias contaminantes y la reversión del “consumo de suelo”, con miras al “uso ajustado” de las áreas contaminadas (SPÍNOLA, 2011).

En general, entre los países europeos, los modelos conceptuales de las políticas relativas a las zonas contaminadas relacionan aspectos de viabilidad económica y jurídica. En su mayoría, el éxito de proyectos complejos de revitalización de zonas depende de una “red de relaciones entre diversos factores de influencia relacionados”, estando esta red compuesta por la preparación del área, la viabilidad económica, el uso futuro y el marco jurídico (SPÍNOLA, 2011).

Valores Orientativos Internacionales

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency – Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos

Presenta valores de referencia para la calidad de suelos y aguas subterráneas en zonas industriales, elaborados a partir de los valores de riesgo del EPA Superfund Program.

Para compuestos en aguas superficiales no incluidos por la CONAMA 430/2011 o la Ordenanza 888/2021, se puede utilizar la lista de la U.S. EPA (*National Recommended Aquatic Life Criteria Table* (Tabla Nacional de los Estados Unidos Recomendada para Criterios de Vida Acuática), con fecha de 2006.

Para muestras de sedimentos, se puede utilizar la lista de referencia de U.S EPA para la clasificación de sedimentos de agua dulce (*Freshwater Sediment*

Screening Benchmarks), con fecha de 2006, en ausencia de las normas CONAMA 454/2012.

Para los compuestos en suelos superficiales no incluidos por la CONAMA 420 ni por la CETESB, se puede utilizar alternativamente la referencia del organismo ambiental de los Estados Unidos definida como *Regional Screening Levels* (RSL) – Niveles de Evaluación Regionales. Hasta el momento de la publicación de esta guía, la última actualización de los RSL se publicó en mayo de 2022. Para compuestos en aguas subterráneas no incluidos en la lista de la CETESB, también se puede utilizar la U.S EPA como alternativa.

Para los valores de los *Regional Screening Levels* (U.S. EPA, 2019), se recomienda adoptar un coeficiente de riesgo total (THQ) de 1,0 y un coeficiente de riesgo carcinogénico de 10⁻⁶.

Los valores que deben utilizarse proceden de una tabla genérica de Niveles de Clasificación, que se basan en parámetros de exposición estándar y en factores que representan condiciones razonables de exposición máxima (*Reasonable Maximum Exposure*) para largos períodos de exposición. Dado que la tabla es genérica, las concentraciones pueden utilizarse para priorizar diferentes propiedades o diferentes áreas de interés, por ejemplo: para establecer límites de detección basados en el riesgo de contaminantes de interés potenciales para una evaluación de riesgos; para identificar contaminantes que indiquen la necesidad de medidas de remediación; para identificar en la propiedad o en parte de ella la necesidad de medidas de investigación.

A lo largo del tiempo se han desarrollado diversas leyes, programas y directrices a nivel municipal, estatal y federal con el fin de mejorar la planificación de los municipios. La reinserción de antiguas áreas contaminadas, hoy revitalizadas, en el tejido urbano permite la continuidad del ciclo económico, además de eliminar el riesgo para la salud pública.

Cabe destacar aquí el ejemplo de la Gestión de Áreas Contaminadas en el Estado de São Paulo, que con casi 40 años de historia muestra una fuerte tendencia al crecimiento del número de Áreas Rehabilitadas. Según la “Relación de Áreas Contaminadas y Rehabilitadas”, de diciembre de 2020, el 51 % de las áreas registradas (total de áreas registradas: 6.434), ya están aptas para el uso declarado, por lo que ya no se clasifican como “áreas contaminadas” (CETESB, 2022).

En este sentido, las áreas contaminadas pueden reutilizarse siempre que se tomen medidas de remediación y eliminación de riesgos para la salud humana, aunque no siempre sea posible restablecer las condiciones iniciales, anteriores a la contaminación.

Conocer los procesos asociados al transporte de sustancias químicas desde las fuentes potenciales hasta las vías de entrada a los receptores incluye la inversión continua en investigación tecnológica con el fin de perfeccionar el Modelo Conceptual del Área.

De esta manera, la legislación ambiental seguirá perfeccionándose con el respaldo de evidencias científicas y teniendo en cuenta las necesidades económicas.

6.



ESTUDIOS DE CASO

Sasha Tom Hart

Reginaldo A. Bertolo

Lucas Andreato F. S. Ribeiro

Carine Martins

César Malta

6.1 Modelo conceptual temporal de una pluma combinada de disolventes organoclorados en un acuífero de roca fracturada y alterada

Este modelo conceptual fue elaborado para ayudar al público, tanto especializado como no especializado, a comprender la evolución histórica de una zona en la que se ha identificado una pluma combinada (mezcla de plumas de fase disuelta formadas a partir de dos o más áreas fuente). Se trata de una antigua zona industrial que ha sufrido procesos de cambio de uso del suelo tras las fases de investigación, remediación y monitoreo para su cierre.

La geología de la región presenta sedimentos aluviales, un extenso manto de meteorización y roca cristalina fracturada. El agua subterránea se encuentra en estas tres unidades estratigráficas de forma interconectada, tal y como indica el perfil geológico (pruebas con trazadores de bombeo).

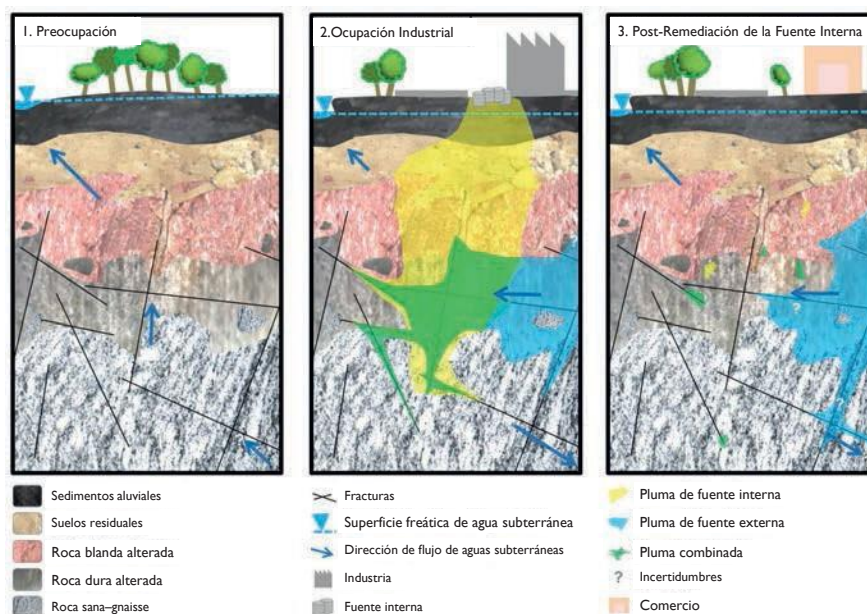
El escenario inicial presentado en el modelo conceptual temporal es el de la “Preocupación industrial”, cuando la región contaba con un intenso flujo ascendente de agua subterránea, que desembocaba en el río adyacente y en su llanura aluvial. El segundo escenario es el de “Ocupación industrial”, en el que la infiltración de las aguas pluviales se ha visto limitada por la red de drenaje superficial; así, parte del flujo subterráneo se ha convertido

en descendente, lo que se ha intensificado con el bombeo a varios pozos de abastecimiento, y la calidad de las aguas subterráneas se ve afectada conjuntamente por múltiples fuentes de disolventes organoclorados situadas en distintas propiedades. Con ello, se formó una pluma combinada, evidenciada incluso por estudios isotópicos. Los contaminantes se movieron en el acuífero de roca sana a través de fracturas, con entrada limitada en la matriz debido a su baja porosidad intergranular. Se evaluó el agua de los pozos de abastecimiento y se restringió su uso para evitar riesgos.

El tercer escenario representa la condición de “Post-remediación de la Fuente Conocida”, en la que la interrupción del bombeo de los pozos ha reducido el flujo descendente de aguas subterráneas. Los resultados de los monitoreos indicaron que la Fuente Conocida, su pluma y la pluma combinada fueron remediadas y las concentraciones se mantuvieron dentro de los objetivos previstos. También indicaron que persistían impactos aguas arriba relacionados con (una o más) fuentes desconocidas y que, si no se gestionaban, podrían migrar al área remediada.

Este modelo conceptual temporal demuestra la importancia de comunicar adecuadamente lo que se sabe sobre una pluma combinada, así como de gestionar estas áreas de manera eficaz e integrada.

Figura 6.1. Modelo conceptual evolutivo de una pluma combinada de disolventes organoclorados

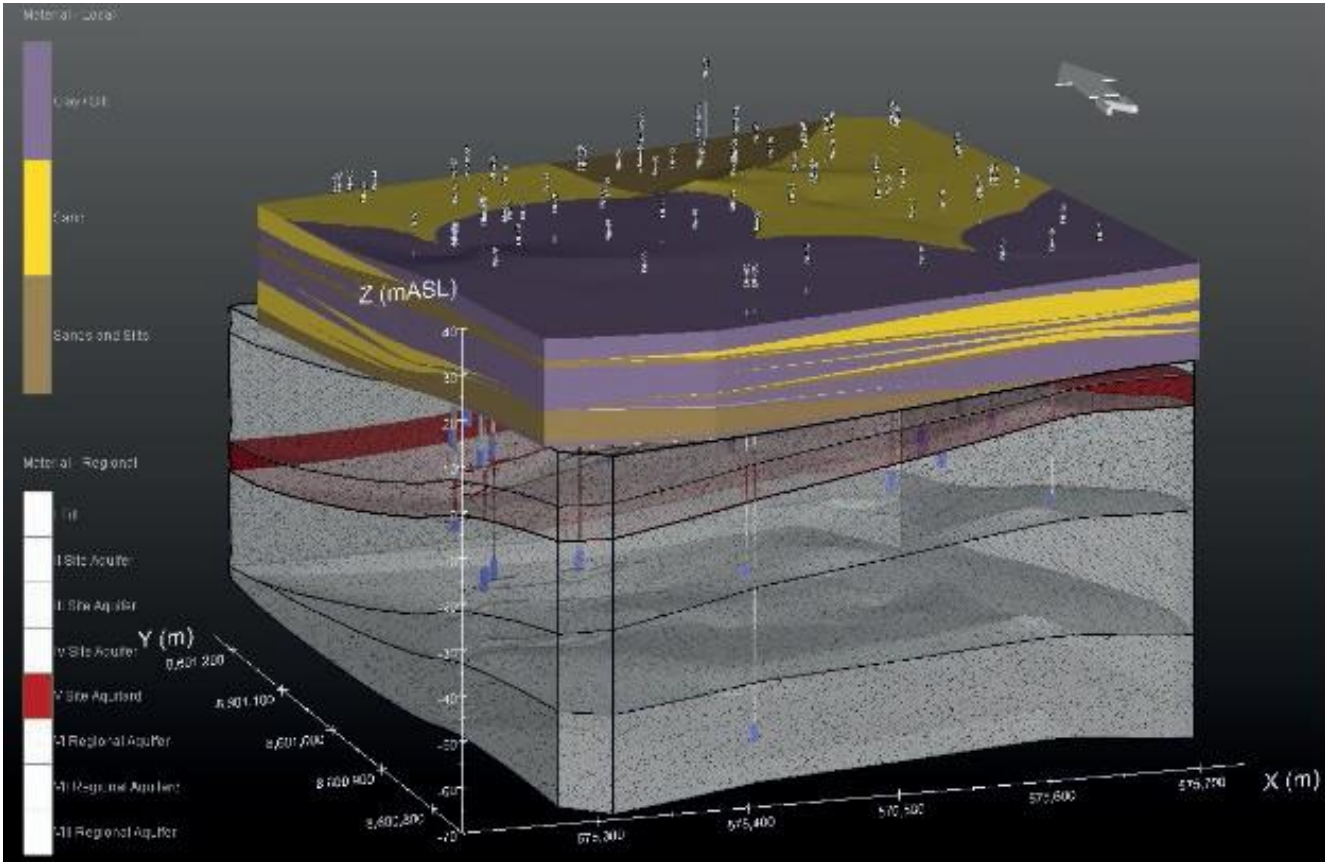


Fuente: HART, S. T.; BERTOLO, R. A.; AGOSTINI, M. A.; FEIG, R.; BARBOSA, M. B.; LIMA, P. L. Temporal conceptual model of contaminated complex sites applied for the management of a former supply well area in tropically weathered bedrock. Sustainable Water Resources Management, v. 7, n. 11, p. 14, 2021.

6.2 Modelo conceptual - emplazamiento en un complejo industrial del Nordeste de Brasil

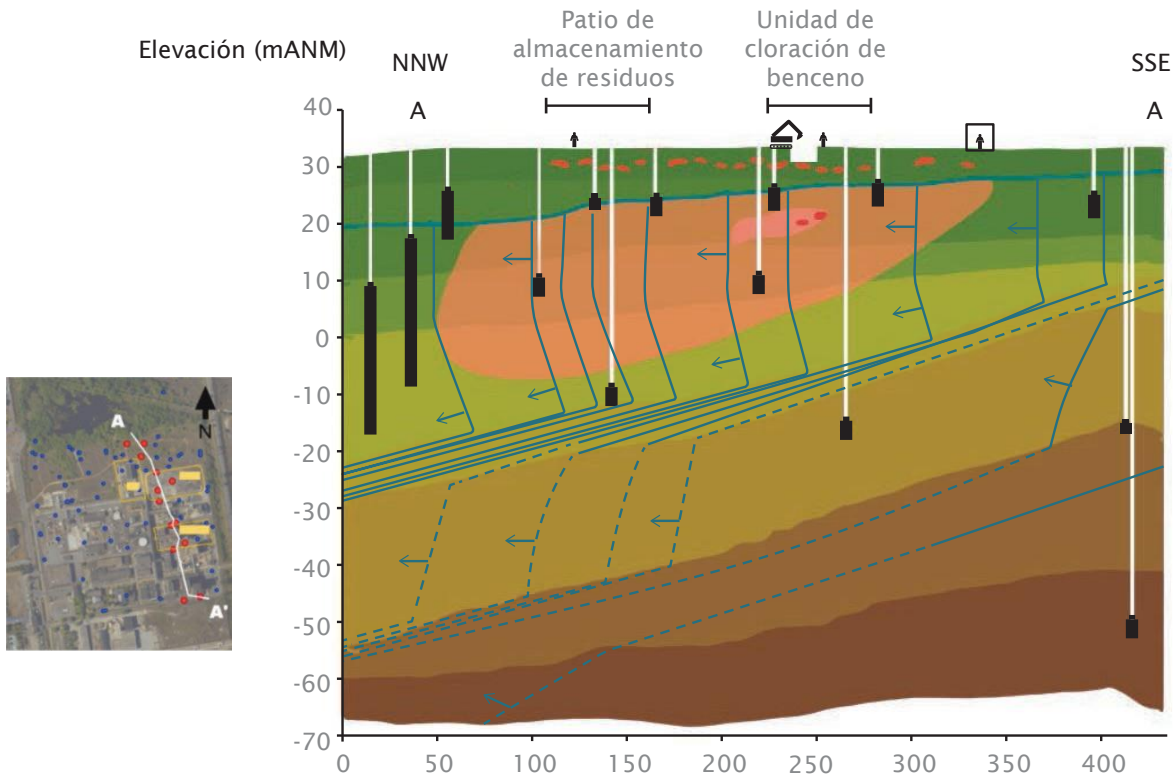
Uso y ocupación del suelo	Producción de compuestos orgánicos para las industrias agroquímica y farmacéutica Entorno: industrias químicas de producción de soda, cloro, gases y resinas plásticas 1987 - Inicio de las operaciones. Almacenamiento de residuos en bidones en el lugar, a la espera del inicio de operaciones de los incineradores en el complejo industrial. 1994 - La fábrica cambia de propietario. 1995 - Nuevo cambio de propietario, mediante una sociedad. 1997 - Inicio de la operación de los incineradores en el polo industrial. Los bidones de residuos llevaban 10 años almacenados en el lugar. 1998 - Nuevo cambio de propietario, mediante una sociedad. 2003 - Compra de la fábrica por el actual propietario 2014 - Cierre de la fábrica, restando solo el equipo de remediación 2016 - Desmantelamiento, demolición y retirada de fuentes primarias aún presentes en las antiguas unidades de producción. Selección de áreas prioritarias para la remediación a escala piloto	
Sustancias Químicas de Intereses	Grupos de sustancias: CB, DCB, DCNB, BTEX Distribución multifásica: disuelta, adsorbida, gaseosa, líquida (NAPL) y sólida (cristal) a temperatura ambiente	
Fuentes primarias	Antiguas unidades principales identificadas como prioritarias para la remediación: • Unidad de cloración de benceno • Patio de almacenamiento de residuos Otras unidades identificadas: • Unidad de tratamiento de residuos • Unidad de materias primas	
Caracterización del medio físico (figura 6.2)	Métodos	• Muestreo pasivo de gases del suelo (104 muestras) • Perfilado de alta resolución en suelo (34 perfiles MiHPT) • Muestreo de suelo (cientos de muestras discretas) • Muestreo de aguas subterráneas (campañas semestrales) • Perfilado de rayos gamma naturales (17 pozos de monitoreo) • Geofísica de superficie: GPR (exploración de zonas prioritarias), electrorresistividad (24 líneas), sísmica de refracción y reflexión (11 líneas) • Modelización digital: geológica (EVS) y de flujo (MODFLOW)
	Geología	Regional: Fm Marizal y Fm São Sebastião Local: 8 unidades hidroestratigráficas (HSUs) I) 0-6 m / Vertedero: heterogéneo, arcillas, limos y arenas medias II) 6-15 m / Fm Marizal superior: acuífero local, heterogéneo, arenas caolínicas III) 15-25 m / Fm Marizal inferior: acuífero local, heterogéneo, arenas medias IV) Acuífero 25-55 m / Fm São Sebastião: acuífero local, arenas finas bien seleccionadas V) 55-62 m / Fm São Sebastião: acuitardo de limos arcillosos VI) 62-80 m / Fm São Sebastião: acuífero regional superior, arenas finas VII) 80-90 m / Fm São Sebastião: acuitardo regional arcilloso bien consolidado VIII) 90 m / Fm São Sebastião: acuífero regional inferior, arena fina
	Hidrogeología	El nivel del agua (NA) varía entre 2 y 8 m de profundidad. Variación estacional del NA ~1 m. Dirección preferencial del flujo: N-NE, hacia los pozos de bombeo. K (cm/s): los valores calibrados en el modelo numérico varían entre 10-7 y 10-2 cm/s. Gradiente hidráulico horizontal: 0,5-1,5% Velocidad del agua subterránea: 5-250 m/año
Distribución espacial de los impactos	Evidencia de fuentes secundarias: producto visible en muestras de suelo y agua subterránea, solubilidad efectiva, cálculos de partición, análisis de saturación de NAPL en matriz porosa, geofísica de superficie por resistividad eléctrica. La mayoría de los impactos observados en las UHS I a III. La fase disuelta se extiende: • horizontalmente: porción del sitio correspondiente a las antiguas unidades de producción, incluidas las unidades de cloración de benceno y almacenamiento de residuos • verticalmente: HSU I a III, trazos en la HSU IV	
Vías de ingreso, casos de exposición y potenciales receptores (figura 6.3)	Actualmente, no hay ninguna actividad industrial en el lugar, por lo que los escenarios descritos deben evaluarse en el futuro en función del uso previsto para el área. El contacto con el agua subterránea procedente de pozos de abastecimiento se mencionó solo como hipotético, ya que no existe ningún uso del recurso hídrico subterráneo para fines de consumo en el emplazamiento. Escenarios hipotéticos: • Inhalación de vapores orgánicos en ambientes cerrados (áreas de mantenimiento y administrativas/operativas) y abiertos: operadores, subcontratistas y visitantes. • Contacto dérmico con suelo y agua subterránea contaminados: trabajadores de obras civiles. • Hipotético: Contacto dérmico y consumo de agua subterránea contaminada procedente de pozos de abastecimiento.	

Figura 6.2. Integración de datos en un modelo hidrogeológico tridimensional



Fuente: Autoría propia.

Figura 6.3. Modelo conceptual de exposición



Fuente: Autoría propia.

6.3 Modelo conceptual basado en Investigación Ambiental de Alta Resolución

El Modelo Conceptual basado en Investigación Ambiental de Alta Resolución (HRSC) se elaboró con el fin de reducir las numerosas incertidumbres del modelo anterior, construido a partir de diversos resultados de investigaciones convencionales.

Para el diagnóstico de Alta Resolución, se utilizaron las tecnologías HPT – *hydraulic profiling tool* – y MIP – *membrane interface probe* (sensores PID, *photoionization detector*; FID, *flame ionization detector*; y XSD, *halogen specific detector*). Aunque ya existían servicios ambientales previos para caracterizar la contaminación, los resultados de Alta Resolución orientaron nuevos trabajos con el objetivo de obtener un mayor nivel de precisión y caracterización de los medios afectados.

Gracias a la inmensa cantidad de datos recopilados por el HRSC en tiempo real, fue posible identificar y orientar el diagnóstico, principalmente hacia anomalías superficiales que posteriormente confirmaron la principal fuente primaria de la contaminación: un “sumidero tapado y olvidado desde hacía 15 años”. En el presente modelo, se constató una migración preferentemente vertical de los contaminantes por debajo de ese sumidero hasta el horizonte freático y, a partir de ahí, una dispersión horizontal hasta entrar en contacto con el lecho rocoso local.

Se observó la presencia de una capa superficial de relleno seguida de una capa de suelo aluvial, compuesto por arena poco arcillosa, y, tras esta capa, un suelo de alteración predominantemente arcilloso-limoso. El lecho rocoso local se encuentra justo

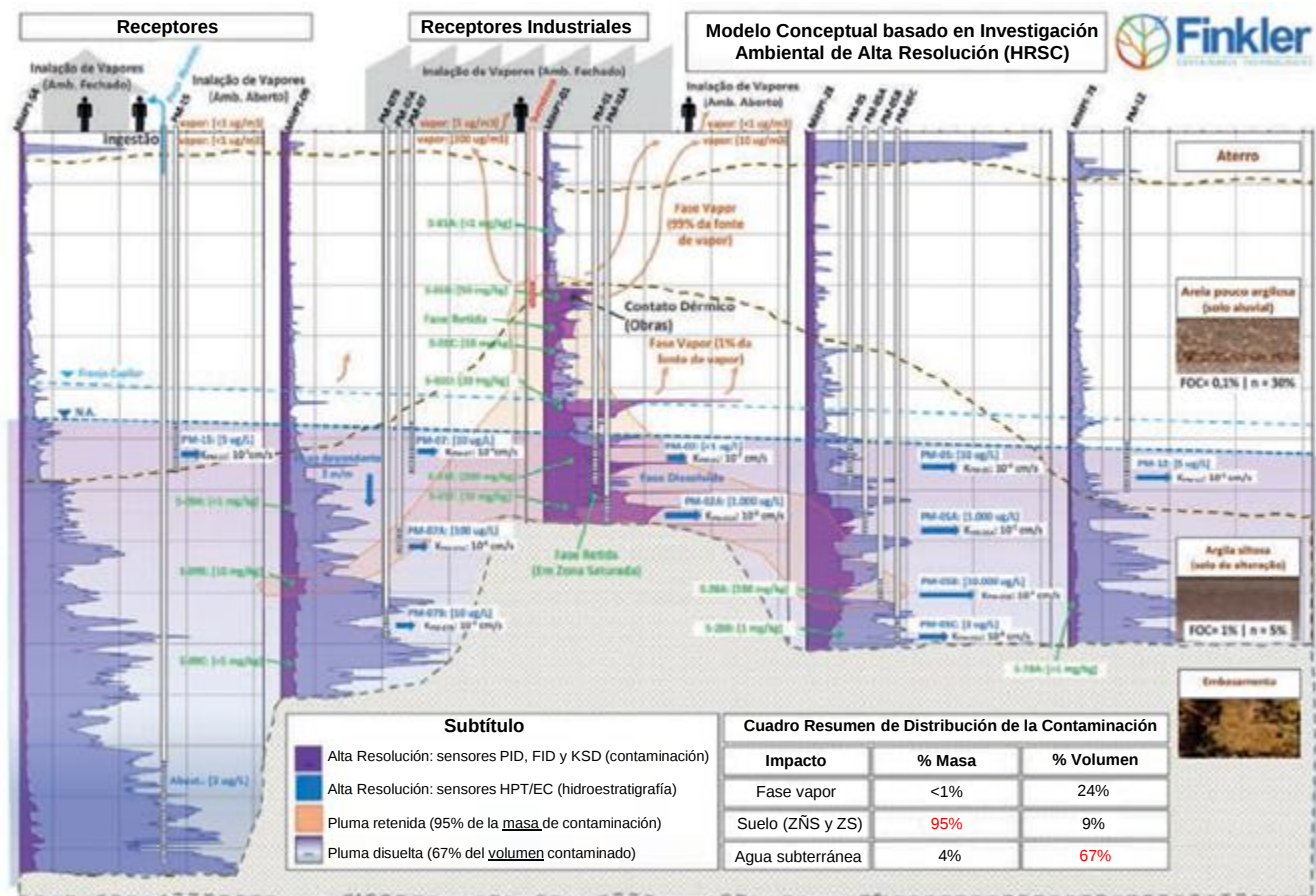
debajo de estos estratos, identificados y detallados mediante la tecnología HPT y mediante muestras de caracterización tomadas con la tecnología *Direct Push* utilizando un *dual tube*. Utilizando los datos indicados por este sensor, se instalaron nuevos pozos con filtros colocados en las zonas de flujo que se habían identificado. También se tuvieron en cuenta los signos de contaminación (PID, FID y XSD).

A partir de los resultados analíticos de las muestras recogidas, se constató que el 95 % de la masa estimada de compuestos se encontraba en el suelo (concentraciones de hasta 200 mg/kg), tanto en la ZNS (zona no saturada) como en la ZS (zona saturada), pero ocupando solo el 9 % del volumen total de la pluma de contaminación. Mientras tanto, solo el 4 % de la masa de contaminantes se encontraba en agua subterránea, que representaba el 67 % del volumen total de la pluma, con concentraciones que variaban entre 2 µg/L (pozos distantes, con filtros largos o en capas de almacenamiento) y hasta 10 000 µg/L en zonas de mayor flujo (pozos posicionados según los datos de HPT).

Con estos resultados, quedó claro que la principal fuente de alimentación de la pluma de vapores bajo y dentro de la planta industrial provenía de las elevadas (y cercanas) masas retenidas en el suelo, en lugar de provenir meramente de la migración vertical a partir de la pluma disuelta, como había definido el Modelo Conceptual anterior debido a la insistente ausencia de concentraciones en el suelo (observada tras las investigaciones tradicionales).

Las principales vías de exposición también se presentan y se han definido en función de las concentraciones precisas detectadas en los medios de interés, en los bienes a proteger y en relación con el uso y la ocupación del lugar y sus alrededores.

Figura 6.4. MCA basado en Investigación Ambiental de Alta Resolución.



Fuente: Autoría propia

Referencias bibliográficas:

CAPÍTULO 1- QUÉ DEBE CONTENER UN MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA

- ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", I: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, v. 87, n. 1-2, p. 45-59, 1986.
- ADAMSKI, M.; KREMESEC, V.; CHARBENEAU, R. J. Residual Saturation: What is it? How is it measured? How should we use it? In: **PETROLEUM HYDROCARBONS AND ORGANIC CHEMICALS IN GROUND WATER: PREVENTION, ASSESSMENT, AND REMEDIATION**, 20., 2003, Costa Mesa, CA. Proceedings [...]. Costa Mesa, CA, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502: Rochas e solos - Terminologia**. Rio de Janeiro, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15492: Sondagens de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento**. Rio de Janeiro, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6484: Solo — Sondagem de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-1: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Evaluación preliminar**. Rio de Janeiro, 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-2: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigación confirmatoria**. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-3: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 3: Investigación detallada**. Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16210: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas - Procedimento**. Rio de Janeiro, 2022.
- APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. A.A.Balkema Publishers, 2005. 627 p.
- ARTIOLA, J. F. Environmental chemical properties and processes. In: ARTIOLA, J. F. **Environmental Monitoring and Characterization**. Elsevier Inc., 2004. p. 241-261.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E1689: Standard guide for developing conceptual site models for contaminated sites**. ASTM Internacional, 2020.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E1903-19: Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase II Environmental Site Assessment Process**. ASTM Internacional, 2020.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D2487-17: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)**. ASTM Internacional, 2020.
- BEAR, J. **Dynamics of Fluids in Porous Media**. American Elsevier, 1972. 764 p.
- BEAR, J. **Hydraulics of Groundwater**. McGraw-Hill, 1979. 544 p.
- BERKOWITZ, B.; DROR, I.; YARON, B. **Contaminant Geochemistry - Interactions and Transport in the Subsurface Environment**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008. 409 p.
- BERTOLO, R.; ALVES, C. F. C.; MAXIMIANO, A. Áreas Contaminadas. In: OLIVEIRA, A. M. dos S.; MONTICELI, J. (org.). **Geologia de Engenharia e Ambiental**. 1. ed. São Paulo: ABGE, 2018. v. 3, cap. 35. p. 227-251.

- BOULDING, J. R.; GINN, J. S. **Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground-water contamination: Assessment, Prevention and Remediation**. 2. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003. 728 p.
- BRUNNER, P.; SIMMONS, C. T. HydroGeoSphere: A Fully Integrated, Physically Based Hydrological Model. **Groundwater**, v. 50, p. 170-176, 2012. Doi:10.1111/j.1745-6584.2011.00882.x
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental”. **Diário Oficial Estado de São Paulo, São Paulo**, Caderno Executivo I, Seção I, edição nº 127(28), p. 47-52, 10 fev. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 3. ed. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao/>. Consultado el: 20 ene. 2022.
- CLEARY, R. Águas Subterrâneas. In: **Engenharia Hidrológica**. v. 2, cap. 5. Coleção ABRH. Rio de Janeiro: UERJ, 1989.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União, Brasília, DF**, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Dados, informações e produtos do Serviço Geológico do Brasil**. 2022a. Disponível em: <http://geosgb.cprm.gov.br/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **SIAGAS - Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. 2022b. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- CUNHA, A. S. **Aplicação de técnicas químicas de remediação em áreas contaminadas por compostos organoclorados**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geologia Sedimentar e Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- DEL GRANDE, M.; REZENDE, M. A. O.; ROCHA, O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do rio Piracicaba/SP – Brasil. **Química Nova**, v. 26, n. 5, p. 678-686, 2003.
- DIERSCH, H. J. G. **FEFLOW - Finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media**. Springer, 2014. 996 p.
- DOHERTY, J. E.; HUNT, R. J. **Approaches to highly parameterized inversion – A guide to using PEST for groundwater-model calibration**. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5169, 2010. 59 p.
- DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. 2. ed. John Wiley & Sons Inc., 1998.
- DONER, L. A.; SALE, T. **Three-minute video showing the effect of matrix diffusion in ground-water systems**. 2022. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=iLwsljkVyBU>; Test description: <https://www.gsienv.com/colorado-state-matrix-diffusion-video/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters - Surface and groundwater environments**. 3. ed. Prentice Hall, 1997. 425 p.

• **Lista de Referências Formatada segundo a ABNT**

• Utilizando as informações do arquivo "Páginas de Referencias_2.pdf", a lista de referências foi reformatada de acordo com a ABNT NBR 6023:2018:

- FETTER, C.W. *Applied Hydrogeology*. Pearson New International Edition. 4. ed. 610 p. 2014.
- FETTER, C.W.; BOVING, T.; KREAMER, D. *Contaminant Hydrogeology*. Waveland Press Inc. 3. ed. 647 p. 2018.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. *Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data*. 2. ed. LIMA: Pan American Sanitary Engineering and Environmental Science Center (CEPIS/PAHO/WHO). 91 p. 1988.
- GERHARD, J.I.; KUEPER, B.H. Capillary pressure characteristics necessary for simulating DNAPL infiltration, redistribution, and immobilization in saturated porous media. *Water Resources Research*, v. 39, n. 8, p. SBH 7-1 – 7-17, 2003.
- GOUVÊA JÚNIOR, J.C.R.; DELGADO, A.V.B.; TAKAMORI, A.; HENDERSON, J.; ALBERTO, M.; MELLO, R. *Intrusão de Vapores em Ambientes Fechados – Conceitos Básicos, Avaliação e Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Brasil*. São Paulo. 88 p. 2016.
- GSI – GROUNDWATER SERVICES INC. *RBCA - Risk-Based Corrective Action Tool Kit. Software for chemical releases*. Groundwater Services, Inc (GSI). 1998.
- HE, Y.T.; WILSON, J.T.; SU, C.; WILKIN, R.T.. Review of abiotic degradation of chlorinated solvents by reactive iron minerals in aquifers. *Groundwater Monitoring & Remediation*, v. 35, n. 3, p. 57-75, 2015.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. *Tempo e Clima*. 2022. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. *Tempo e Clima*. 2022. Disponível em: <http://www.inpe.br/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- IO-USP – INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. MONTONE, R. C. *Bioacumulação e Biomagnificação*. 2022. Disponível em: <https://www.io.usp.br/index.php/oceanos/textos/antartida/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/811-bioacumulacao-e-biomagnificacao>. Consultado el: 14 feb. 2022.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *Integrated DNAPL site strategy*. 209 p. 2011. Disponível em: <https://connect.itrcweb.org/HigherLogic/System/DownloadDocumentFile.ashx?DocumentFileKey=fc8fdb2-1ccf-41ff-8e36-cb26bada2832>. Consultado el: 08 feb. 2022.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL) Document Update (LNAPL-3)*. Washington, DC. 2018.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *LNAPL Training Part 1: An Improved Understanding of LNAPL Behavior in the Subsurface*. Washington, DC. 2013. Disponível em: https://clu-in.org/conf/itrc/luLNAPL_030513/prez/ITRC_LNAPL_Part1_022813p-df.pdf. Consultado el: 05 feb. 2022.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D. Trace metal. In: RECHCIGL, J.E. (ed.). *Soil amendments and environmental quality*. Flórida: Lewis Publishers, p. 139-167, 1995.
- KEHEW, A.E. *Applied chemical hydrogeology*. Prentice Hall. 368 p. 2001.
- LERNER, D. N.; KUEPER, B. H.; WEALTHALL, G. P.; SMITH, J. W. N.; LEHARNE, S. A. *An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface*. 63 p. 2003.

- LYMAN, W.J.; REEHL, W.F.; ROSENBLATT, D.H. **Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds**. American Chemical Society. 960 p. 1990.
- MACKAY, D.M.; CHERRY, J.A. Groundwater contamination: pump-and-treat remediation. **Environmental Science & Technology**, v. 23, n. 6, p. 630-636, 1989.
- MACKAY, D.M.; FREYBERG, D.L.; ROBERTS, P.V.; CHERRY, J.A. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: I. Approach and overview of plume movement. **Water Resources Research**, v. 22, n. 13, p. 1017-1029, 1 dez. 1986.
- MCCARTY P.L.; SEMPRINI, L. Ground-water treatment for chlorinated solvents. In: NORRIS R.D. et al. **Handbook of Bioremediation**. Lewis Publishers, Boca Ratón, FL, USA, p. 87-116, 1994.
- MCCARTY P.L.; WILSON, J.T. Natural anaerobic treatment of TCE plume, St. Joseph, Michigan, NPL site. In: U.S. EPA. **Bioremediation of hazardous wastes**. EPA/600/R-92/126. Cincinnati, OH, p. 47-50, 1992.
- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. **A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model**. Open-File Report 83-875. U.S. Geological Survey. 1983. Disponible en: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/ofr83-875>. Consultado el 19 oct. 2022.
- MCMAHON, A.; HEATHCOTE, J.; CAREY, M.; ERSKINE, A. **Report NC/99/38/2: Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface**. National Groundwater & Contaminated Land Centre. Environment Agency (UK). 108 p. 2001.
- MERCER, J.W.; COHEN, R.M. A review of immiscible fluids in the subsurface: properties, models, characterization and remediation. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 6, n. 2, p. 107-163, 1990.
- MYERS, J., THORBJORNSEN, K.. Identifying metals contamination in soil: a geochemical approach. **Soil & sediment contamination** v. 13, n. 1, 2004.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Alternatives for managing the nation's complex contaminated groundwater sites**. National Academies Press. 2013.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. **User's Guide UG-2049-ENV: Guidance for environmental background analysis. Vol. I: Soil**. Washington, DC 20374-5065. 188 p. 2002.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. **Guidance for environmental background analysis. Vol. II: Sediment**. NFESC User's Guide UG-2054-ENV. Washington, DC 20374-5065. 2003.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. **User's Guide UG-2059-ENV Guidance for environmental background analysis. Vol. III: Groundwater**. California 93046-4370. 203 p. 2004.
- NJDEP - NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. **Technical Guidance for Preparation and Submission of a Conceptual Site Model**. Version 1.1. 46 p. 2019. Disponible en: https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/srra/csm_tech_guidance.pdf#page=19&zoom=100,69,7. Consultado el: 06 feb. 2022.
- PANKOW, J.F.; CHERRY, J.A. **Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior, and remediation**. Waterloo Press. 522 p. 1996.
- PARSONS CORPORATION. **Principles and practices of enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents**. AFCEE, NFEC, ESTCP. 457 p. 2004. Disponible en <https://frtr.gov/matrix/documents/>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- PAYNE, F., QUINNAN, J., POTTER, S. **Remediation Hydraulics**. CRC Press, Boca Ratón, Florida, EUA. 2008.

- POLLOCK, D.W. *User guide for MODPATH Version 7 -- A particle-tracking model for MOD-FLOW*: U.S. Geological Survey Open-File Report 2016-1086. 35 p. 2016.
- RUMBAUGH, J. O.; RUMBAUGH D. B. *Guide to using Groundwater Vistas v4*. ESI Programming Team. 2004.
- SALE, T.; NEWELL, C. *A Guide for Selecting Remedies for Subsurface Releases of Chlorinated Solvents*. ESTCP Project ER-200530. 2011. Disponible en: https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/treatment_technologies/dnapl-er-200530-dg.pdf. Consultado el: 19 oct. 2022.
- SEMPRINI, L. In situ bioremediation of chlorinated solvents. *Environ Health Perspectives*, v. 103, p. 101-105, 1995.
- SMA – SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. IRITANI, M. A.; EZAKI, S. *As águas subterrâneas do Estado de São Paulo*. 106 p. São Paulo. 2012. Disponible en: <http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cea/2014/11/01-aguas-subterraneas-estado-sao-paulo.pdf>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- U.S. ARMY- UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. *EM 200-1-12: Environmental Quality – Conceptual Site Models*. Engineer Manual. 76 p. 2012. Disponible en: https://www.publications.usace.army.mil/portals/76/publications/engineermanuals/em_200-1-12.pdf. Consultado el: 08 feb. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *BIOCHLOR, Natural Attenuation Decision Support System*. 2021. <https://www.epa.gov/water-research/biochlor-natural-attenuation-decision-support-system>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Best Practices for Environmental Site Management: A Practical Guide for Applying Environmental Sequence Stratigraphy to Improve Conceptual Site Models*. EPA/600/R-17/293. 2017a.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Ecological Risk Assessment*. 2017b. Disponible en: <https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment#self>. Consultado el: 10 ene. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows*, v. 4.11. Washington, DC, USA. 2022b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidance for the Data Quality Objectives Process*. EPA QA/G-4. EPA/600/R-96/055. Washington, DC: Office of Environmental Information. Ago. 2000.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. HULING S. G.; WEAVER J. W. EPA/540/4-91-002: Ground Water Issue - Dense Nonaqueous Phase Liquids. 21 p. 1991.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Monitored Natural Attenuation Guidelines*. EPA QA/G-4. EPA/600/R-96/055. Washington, DC: Office of Environmental Information. Ago. 2004.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. NEWELL, C.; ROSS, R. R. *Publication: 9355.4-07FS: Estimating potential for occurrence of DNAPL at Superfund sites, quick reference guide sheet*. 10 p. Oklahoma: USEPA. 1992.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. NEWELL, C.J.; ACREE S. D.; ROSS, R. R.; HULING, S. G. *EPA/540/S-95/500: Ground Water Issue - Light Nonaqueous Phase Liquids*. 28 p. 1995.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables, Tables as of: May, 2022a*. Washington, DC. Disponible en: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>. Consultado el: 19 oct. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites*. Directive 9200,4-17 p. 1999.

- UNITED STATES NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE – PubChem. Disponible en: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Consultado el: 21 mayo de 2019.
- VAZ, L. F. Classificação genética dos solos e dos horizontes de alteração de rocha em regiões tropicais. *Solos e Rochas*, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 117-136. Ago. 1996.
- WATERLOO HYDROGEOLOGIC INC. *Visual MODFLOW*. Disponible en: <https://www.waterloohydrogeologic.com/visual-modflow-flex>. Consultado el: Feb de 2020.
- WIEDEMEIER, T.H.; RIFAI, H.S.; NEWELL, C.J.; WILSON, J.T. *Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface*. John Wiley & Sons. 617 p. 1999.
- XU, M.; ECKSTEIN, Y. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Groundwater*, v. 33, n. 6, p. 905-908, 1995.
- ZHENG, C.; HILL, M. C.; CAO, G.; MA, R. MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1549-1559, 2012.

I Capítulo 2- ¿CÓMO DESARROLLAR Y GESTIONAR EL MODELO CONCEPTUAL DEL ÁREA?

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16210: Modelo Conceitual no Gerenciamento de Áreas Contaminadas - Procedimento. Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016**. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. 2016. Disponible en: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>. Consultado el: 29 ago. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental”. 2017. Disponible en: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf>. Consultado el: 06 sept. 2017.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Technical and Regulatory Guidance for the Triad Approach: A New Paradigm for Environmental Project Management**. 2003. 100 p.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. 2009. Disponible en: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Consultado el: 05 sept. 2017.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Soil Screening Guidance: User’s Guide**. EPA/540/R-96/018. 1996a. Disponible en: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/175238.pdf>. Consultado el: 17 mar. 2020.

- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Método 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils.** 1996b. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Consultado el: 10 feb. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection.** EPA QA/G-5S. 2002a.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Overview of the EPA Quality System for Environmental Data and Technology.** 2002b. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/overview-final.pdf>. Consultado el: 2 feb. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process.** EPA QA/G-4. EPA/240/B-06/001. 2006a. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/guidance_systematic_planning_dqo_process.pdf. Consultado el: 28 abr. 2017.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Data Quality Assessment: Statistical Tools for Practitioners.** EPA QA/G-9S. 2006b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Demonstrations of Method Applicability under a Triad Approach for Site Assessment and Cleanup – Technology Bulletin.** EPA 542-F-08-006. 2008. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/demonstrations_of_methods_applicability.pdf. Consultado el: 17 mar. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.** EPA/542-F-11. 2011. Disponible en: <https://clu-in.org/download/remed/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Consultado el: 17 mar. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Método 6010D: Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry.** 2018. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/6010d.pdf>. Consultado el: 10 feb. 2020.

Capítulo 3 - FERRAMENTAS PARA O DESENVOLVIMENTO E A REPRESENTAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA ÁREA

- FRTR – FEDERAL REMEDIATION TECHNOLOGIES ROUNDTABLE. **Decision Support Tools.** 2005. Disponible en: <https://frtr.gov/decisionsupport/PDF/DST%20Matrix%20Report.pdf> <https://frtr.gov/decisionsupport/index.htm>. Consultado el: 23 ago. 2017.
- MCMAHON, A.; HEATHCOTE, M.; ERSKINE, A. **Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface.** National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/99/38/2, Environment Agency (UK). 2001. Disponible en: <http://www.eugris.info/displayresource.aspx?r=3852&Cat=document>. Consultado el: 06 feb. 2020.
- NJDEP - NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. **Technical Guidance for Preparation and Submission of a Conceptual Site Model.** Version 1.1. 2019. 46 p. Disponible en: https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/srra/csm_tech_guidance.pdf#page=19&zoom=100,69,7. Consultado el: 06 feb. 2022.
- U.S. ARMY- UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. **EM 200-1-12: Environmental Quality - Conceptual Site Models.** Engineer Manual. 2012. 76 p. Disponible en: https://www.publications.usace.army.mil/portals/76/publications/engineermanuals/em_200-1-12.pdf. Consultado el: 08 feb. 2022.
- U.S. EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 542-F-11-011: Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.** 2011. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Consultado el: 07 feb. 2022.

CAPÍTULO 4- TECNOLOGÍAS DE INVESTIGACIÓN EN ALTA RESOLUCIÓN

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15495-1:2007 versão corrigida 2:2009: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados - Parte 1: Projeto e construção. Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15495-2:2008: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 2: Desenvolvimento. Rio de Janeiro, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16434:2015: Amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos - Análise de compostos orgânicos voláteis (COV) - Procedimento. Rio de Janeiro, 2015.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. D6067/ D6067M-17: Standard Practice for Using the Electronic Piezocone Penetrometer Tests for Environmental Site Characterization and Estimation of Hydraulic Conductivity. ASTM International, 2017.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. D7352-18: Standard Practice for Volatile Contaminant Logging Using a Membrane Interface Probe (MIP) in Unconsolidated Formations with Direct Push Methods. ASTM International, 2018.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. D7758-17: Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations. ASTM International, 2017.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. D8037/D8037M-16: Standard Practice for Direct Push Hydraulic Logging for Profiling Variations of Permeability in Soils. ASTM International, 2016.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. WK66935: New Practice for Use of the Optical Image Profiler (OIP) to Delineate the Presence of LNAPLs in Unconsolidated Formations. ASTM International, 2019.
- BEACON ENVIRONMENTAL SERVICES. Passive Soil Gas Testing: Standard for Site Characterization. Forest Hill, MD, 2017. 12 p.
- DERRITE, R. M. *Investigação de Alta Resolução com o Piezocone: Um Estudo de Caso*. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – FEB/UNESP. Bauru, 2017.
- DIETRICH, P.; BUTLER JR, J. J.; FLAß, K. A Rapid Method for Hydraulic Profiling in Unconsolidated Formations. *Groundwater - NGWA*, v. 46, n. 2, p. 323–328, 2008.
- EINARSON, M. D.; CHERRY, J. A. A New Multilevel Ground Water Monitoring System Using Multichannel Tubing. *Ground Water Monitoring & Remediation*, v. 22, n. 4, p. 52-65, 2002.
- EXPLORATION TECHNOLOGIES – ETI. Soil Gas Survey - Service Station Site. Disponible en: <http://eti-geochemistry.com/franks/images/franks.pdf>. Consultado el: 12 mar. 2020.
- GEOPROBE SYSTEM – GEOPROBE. Continuous log of Soil Conductivity with depth. Technical Manual. 2017a. Disponible en: <http://www.geoprobe.com/ec-electrical-conductivity>. Consultado el: 12 mar. 2020.
- GEOPROBE SYSTEM – GEOPROBE. SP16 Groundwater Sampler SOP. 2017b. Disponible en: <https://geoprobe.com/sp16-groundwater-sampler>. Consultado el: 12 mar. 2020.
- GIACHETI, H. L.; ELIS, V. R.; RIYIS, M. T. Investigación geoambiental. In: GIACHETI, H. L.; ELIS, V. R.; RIYIS, M. T. *Geotecnia Ambiental*. 2015.

- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection**. Washington, D.C.: Integrated DNAPL Site Strategy Team, 2015. Disponible en: https://www.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Default.htm. Consultado el: 12 mar. 2020.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Implementing Advanced Site Characterization Tools - ASCT-1**. Washington, D.C.: Advanced Site Characterization Tools Team, 2019. Disponible en: <https://asct-1.itrcweb.org>. Consultado el: 12 mar. 2020.
- MALTA-OLIVEIRA, C. C. **Aplicação da Técnica de Fluorescência Induzida por Laser (LIF) na Cubagem de Resíduos Industriais Enterrados em Depósito Industrial de Resíduos de Empresa Siderúrgica**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. PUC Minas. Belo Horizonte, 2019.
- MONDELLI, G.; SANTOS, J. A. S.; CRUZ, R. P.; MANEO, F. P.; BARBOSA, A. M. Capítulo 2 - Investigação geoambiental aplicada a planos de intervenção. In: MONDELLI, G.; SANTOS, J. A. S.; CRUZ, R. P.; MANEO, F. P.; BARBOSA, A. M. **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. revisada. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. BNDES, 2014.
- NIELSEN, D. M. **Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Groundwater Monitoring**. 2. ed. CRC Press, 2005. 1383 p.
- PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation Hydraulics**. CRC Press, 2008. 408 p.
- POOLE, S.; SCHULTZ, E.; JELICK, J.; REINBOLD, K.; JUSTICE, M.; HAGEN, E. **Use of Direct Push Technologies for Soil and Ground Water Sampling**. Ohio - EPA, 2005.
- RIYIS, M. **Investigação geoambiental com tomada de decisão em campo utilizando o piezocone de resistividade como ferramenta de alta resolução**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – FEB/UNESP. Bauru, 2012.
- RIYIS, M.; GIACHETI, L.; DERRITE, R.; RIYIS, M. Comparação entre ferramentas de amostragem de solo “Direct Push” em investigações geoambientais de áreas contaminadas. In: **CONGRESSO INTERNACIONAL DO MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO**, 3., 2013, São Paulo. Anais [...]. São Paulo, 2013.
- ROBERTSON, P. K.; CAMPANELLA, R. G. **Guidelines for use, interpretation and application of the CPT and CPTu**. 3. ed. University of British Columbia. Department of Civil Engineering, 1986. 197 p.
- ROBERTSON, P. K. Soil classification using the cone penetration test. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 27, n. 1, p. 151-158, 1990.
- SALE, T.; PARKER, B. L.; NEWELL, C. J.; DEVLIN, J. F. **Management of contaminants stored in low permeability zones, a state-of-the-Science review**. SERDP Project ER-1740, Strategic Environmental Research and Development Program, Arlington, Virginia, 2013.
- SCHULMEISTER, M. K.; BUTLER JR, J. J.; HEALEY, J. M.; ZHENG, L.; WISOCKY, D. A.; MCCALL, G. W. Direct-Push electrical conductivity logging for high-resolution hydrostratigraphic characterization. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 23, n. 3, p. 52–62, 2008.
- SUTHERSAN, S.; QUINNAN, J.; WELTY, N. The New ROI: Return of investment by utilizing smart characterization methods. **Ground Water Monitoring and Remediation**, v. 35, n. 3, p. 25-33, 2015.
- VILAR, J.; JARDIM, L.; RIYIS, M.; CUNHA, R. C. A. Smart characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por solventes clorados. **InterfacEHS - Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 13, n. 1, p. 01-41, 2018.

| CAPÍTULO 5 - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL EN EL CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16210: **Modelo Conceitual no Gerenciamento de Áreas Contaminadas - Procedimento**. Rio de Janeiro, 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15495-1: **Poços De Monitoramento De Águas Subterrâneas Em Aquíferos Granulados - Parte 1: Projeto E Construção**. Rio de Janeiro, 2007.
- BRASIL. **Lei nº 6.766, de 19 de diciembre de 1979**. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 19457, 20 dez. 1979.
- BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, seção I, p. 16509, 2 jul. 1981.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 5 out. 1988.
- BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de febrero de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 13 fev. 1998.
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, seção I, p. 2, 3 ago. 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.
- CARSON, R. **Primavera Silenciosa**. Editora Gaia Ltda, 2010.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 24 de novembro de 2016**. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição nº 126 (219), p. 55-56, 24 nov. 2016. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>. Consultado em: 17 jul. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 195-2005 - E, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores da Decisão de Diretoria nº 14-01-E de julho de 2001, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>. Consultado em: 23 fev. 2018.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 045/2014/E/C/I, de 20 de fevereiro de 2014**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, seção I, p. 53, 20 fev. 2014.

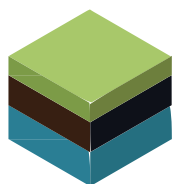
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro de 2017.** Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental”. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, seção I, p. 47-52, 10 fev. 2017.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL. **Instrução Técnica nº 39, de dezembro de 2017.** Gerenciamento de Áreas Contaminadas. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/12/IT39_2017. Consultado el: 23 feb. 2018.
- FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011.** Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. *Diário do Executivo - “Minas Gerais”*, Belo Horizonte, 27 jul. 2011.
- INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. [Sin título]. Disponível em: www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwff/mdi0/~edisp/inea_024499.pdf. Consultado el: 23 feb. 2018.
- MORAES, S. L.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. S. **Guia para elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas.** I. ed. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. – IPT, 2014.
- SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia: O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.
- SÃO PAULO (SÃO PAULO). Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 1 de junho de 1976. Decreto nº 8468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997 de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 8 de setembro de 1976. Poder Executivo, São Paulo, SP, p. 1.
- SÃO PAULO. Lei 13.577 de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 9 de julho de 2009. Poder Executivo. São Paulo, SP, Seção I p. 1.
- SÃO PAULO. Decreto nº 54.544 de 8 de julho de 2009. Regulamenta o inciso XIII do artigo 4º e o inciso VIII do artigo 31 da Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 8 de julho de 2009. Poder Executivo, São Paulo, SP, p.22.
- SÃO PAULO. Decreto nº 59.263 de 5 de junho de 2013. Regulamenta a Lei nº 13577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 6 de junho de 2013. Poder Executivo, São Paulo, SP, p. 3.
- SÃO PAULO (Município). Decreto nº 42.319 de 21 de agosto de 2002. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no Município de São Paulo. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 21 de agosto de 2002. Disponível em: www3.prefeitura.sp.gov.br. Consultado el 23 feb. 2018.

- SÃO PAULO. Lei 13.564 de 24 de abril de 2003. Dispõe sobre a aprovação de parcelamento de solo, edificação ou instalação de equipamentos em terrenos contaminados ou suspeitos de contaminação por materiais nocivos ao meio ambiente e à saúde pública, e dá outras providências. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 24 de abril e 2016. Disponible en <https://leismunicipais.com.br>. Consultado el 23 feb. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 16.050 de 31 de julio de 2014. Aprova a política de desenvolvimento urbano e o plano diretor estratégico do Município de São Paulo e revoga a Lei nº 13.430/2002. Disponible en <https://leismunicipais.com.br>. Consultado el 23 feb. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 16.402 de 22 de marzo de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16050, de 31 de julho de 2014. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 22 de marzo de 2016. Disponible en: <https://leismunicipais.com.br>. Consultado el 23 feb. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 13.885 de 25 de agosto de 2004 (Revogada pela Lei 16.050/2014). Disponible en https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/upload/1da2a_Lei_N_13.885-04. Consultado el 23 feb. 2018.
- SPÍNOLA, Ana Luiza Silva. *Inserção das áreas contaminadas na gestão municipal: desafios e tendências*. 2011. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- SOARES, Marilda de Souza. *Áreas contaminadas e águas subterrâneas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê*. 2011. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model*. EPA/542/F-11/. Jul. 2011. Disponible en: <https://clu-in.org/download/remed/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Consultado el: 12 oct. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Regional Screening Levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Sites*. 2019. Disponible en: <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/index.htm>. Consultado el: 09 oct. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Freshwater Sediment Screening Benchmarks*. 2006a.30
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidance for Quality Assurance Project Plans*. Feb de 1998.30
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *National Recommended Aquatic Life Criteria Table*. 2006b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *On-line Tools for Site Assessment Calculation – Vertical Gradient Calculator*. 2014. Disponible en <https://www3.epa.gov/ceampubl/learn2model/part-two/onsite/vgradient.html>. Consultado el 10 de nov. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Regional Screening Levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Sites*. 2019. Disponible en: <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/index.htm>. Consultado el 09 de oct. 2019.

NICOLE Latin America es una red de profesionales del área medioambiental cuyo objetivo principal es el debate, el intercambio de conocimientos y el fomento del desarrollo en el ámbito de la Gestión de Áreas Contaminadas (GAC).

Son miembros de la red representantes de los sectores industrial, de servicios (como consultorías medioambientales y laboratorios, entre otros) y académico, siendo la sinergia entre ellos una de las principales ventajas de la adhesión. La creación de puentes entre estos sectores facilita el diálogo y el intercambio de experiencias y nuevas ideas, promoviendo el desarrollo de todos los involucrados y del área de la GAC en general.

Se realizan eventos como seminarios web, paneles de debate y talleres con todo el apoyo logístico de la secretaría de la red, lo que permite a los miembros centrarse en el desarrollo del contenido y a su vez aporta experiencia y conocimientos a los involucrados. Además, las sinergias creadas por la red promueven el desarrollo de publicaciones conjuntas, como guías, documentos técnicos y artículos científicos, en los que participan profesionales de diferentes sectores.



NICOLE | **LATIN
AMERICA**
Latin America Network for soil and Water Management



El Instituto Ekos Brasil nace en agosto de 2001, por iniciativa del geólogo suizo-brasileño Ernesto Niklaus Moeri. En 1976, Ernesto Moeri llega a Brasil para trabajar solo dos años, pero su pasión por el pueblo y la exuberante naturaleza habla más alto y decide quedarse definitivamente en el país.

Tras décadas trabajando en el ámbito de la gestión de áreas contaminadas y el tratamiento de residuos, Ernesto Moeri cumple su gran sueño: fundar una institución sin ánimo de lucro que promueve la preservación de la biodiversidad y la sostenibilidad. Hoy en día, Ekos es una institución de referencia internacional en soluciones socioambientales. Entre sus numerosas actividades, se destaca el apoyo administrativo a la red NICOLE Latin America.

CODEX

EDIÇÕES

Es característico del conocimiento técnico dispersarse entre distintas personas, organizaciones e instituciones. Al fin y al cabo, la rigurosidad de los detalles exige, invariablemente, compartir la responsabilidad de dominarlos de forma integral y precisa.

Sin embargo, es igualmente fundamental que, dentro de cualquier campo de estudio y aplicación, dichos fundamentos se utilicen de forma combinada. De ahí la importancia de que, de vez en cuando, surjan obras como esta Guía, que reúne lo más actual y relevante para la construcción de un Modelo Conceptual de Área (MCA) para la gestión de áreas contaminadas.

Reuniendo la experiencia y competencia de 24 importantes investigadores y trabajadores del sector, la obra pretende convertirse en una referencia para todos aquellos involucrados en la gestión de áreas contaminadas y para estudiosos que deseen profundizar sus conocimientos en este campo; es decir, un instrumento para el presente y una base para el futuro.



EKOS BRASIL