



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

EFFECTO DE LOS LIXIVIADOS DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LAS PROPIEDADES GEOTÉCNICAS DE UN SUELO TROPICAL

Alejandro Quintero Ramírez

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Minas, Departamento de Ingeniería Civil
Medellín, Colombia
2016

EFEECTO DE LOS LIXIVIADOS DE RESIDUOS SÓLIDOS EN LAS PROPIEDADES GEOTÉCNICAS DE UN SUELO TROPICAL

Alejandro Quintero Ramírez

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería – Geotecnia

Directora:

D Sc. Yamile Valencia González

Línea de Investigación:

Mecánica de Suelos

Grupo de Investigación:

Tropicales

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Minas, Departamento de Ingeniería Civil

Medellín, Colombia

2016

Dedicatoria

*A mi madre María del Carmen y a
Mariana Zuluaga, por su amor y dedicación.*

Agradecimientos

En primer lugar a mi directora de tesis Yamile Valencia González, por su apoyo incondicional durante toda la realización de la investigación y mi proceso de formación, por creer en la investigación y en mí, por sus invaluable aportes profesionales y personales.

A mi compañero y amigo Wilder Cano, por su apoyo desinteresado y colaboración en el proceso de toma de muestras.

Al profesor David Guillermo Zapata y el Laboratorio de Geotecnia y Pavimentos de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, por abrirnos las puertas del laboratorio para la realización de los ensayos de caracterización. A su personal técnico; Duvian Flórez y Jenny Ruiz, por su apoyo en la ejecución de los ensayos de caracterización física y mecánica.

A Martha Cecilia Salazar y al Laboratorio de caracterización de materiales de la Universidad de Colombia sede Medellín, por su apoyo en la ejecución de los ensayos DRX.

Al profesor Alejandro Toro y al estudiante y operario Juan Pablo Cano del laboratorio de Microscopía Avanzada de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, por su apoyo y aportes con la realización de los ensayos de Microscopía Electrónica de Barrido.

Al profesor Jorge Iván Tobón y al estudiante Andrés Bedoya por sus aportes en la interpretación de resultados del ensayo DRX.

A mi compañera y amiga María Fernanda Areiza, por sus aportes en el área de geología y geomorfología.

A la Empresa de Servicios Públicos El Santuario – EEPP El Santuario E.S.P., tanto la administración anterior como la actual, por abrirnos las puertas para la realización de la investigación en el relleno sanitario, por confiar en el trabajo de manera desinteresada y transparente y por brindarnos la información necesaria para su desarrollo.

A la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare – CORNARE, por facilitarnos información importante del manejo de residuos sólidos y el relleno sanitario de El Santuario (Antioquia).

A mi jefe Alejandro Velásquez, por su confianza en mí y su apoyo desinteresado durante mi proceso de formación en la maestría.

A todos aquellos que de una u otra forma contribuyeron con la investigación.

Resumen

Debido al alto índice de crecimiento demográfico y la poca disponibilidad de tierra que enfrentan las grandes ciudades, la disposición de residuos sólidos se ha convertido en una problemática constante para las administraciones; adicionalmente, se suma el aumento de las lluvias por largos periodos lo que combinado con prácticas deficientes en la captación de aguas de escorrentía en los rellenos sanitarios, ocasiona una mayor producción de lixiviados en los sitios de disposición. Para estudiar el efecto que pueden generar los lixiviados de residuos sólidos en los suelos tropicales, se caracterizaron geotécnicamente dos muestras de suelo residual del mismo origen, una expuesta al efecto de lixiviados de residuos sólidos por más de 15 años y otra en condiciones naturales (no contaminada), con el objeto de estimar el efecto que genera la presencia de dicho contaminante en las propiedades geotécnicas de un suelo residual. La investigación se realizó mediante una amplia campaña de ensayos de laboratorio para caracterizar las propiedades físicas, químicas, estructurales, mecánicas y mineralógicas de los suelos, que incluyeron determinaciones de la humedad natural, gravedad específica, granulometría combinada (tamizado e hidrómetro), límites de consistencia, clasificación M.C.T., difracción de Rayos X, Microscopía electrónica de barrido, pH y elementos menores (análisis químico), corte directo, compresión confinada, consolidación unidimensional, curva de retención de humedad (succión) y *pinhole test*.

Los resultados permitieron establecer que la presencia de los lixiviados de residuos sólidos en la muestra contaminada produjo cambios en las propiedades geotécnicas debido a un aumento en los valores de plasticidad y en el porcentaje de arcilla en la muestra contaminada, diferencias en la clasificación M.C.T. a causa del incremento en la contracción de las muestras contaminadas. Adicionalmente se observó una mayor cantidad de sales minerales por la acción de los lixiviados, aglomeración de las partículas en la muestra contaminada generando un incremento en el índice de vacíos total y una disminución en los parámetros de resistencia verificada en los ensayos de la caracterización mecánica.

Finalmente, se pudo establecer que la exposición de la muestra contaminada a los lixiviados durante un periodo de tiempo de más de 15 años genera cambios significativos en sus propiedades físicas, químicas, estructurales, hidro-mecánicas y mineralógicas. En consecuencia, se presenta una degradación del comportamiento geotécnico de los suelos expuestos a contaminantes, lo que debe servir como base para generar conciencia en las autoridades ambientales y una normativa más rígida ante la disposición inadecuada de lixiviados y en general cualquier tipo de contaminantes directamente al sub-suelo.

Palabras clave: Caracterización geotécnica, Lixiviados de residuos sólidos, suelos residuales tropicales, contaminación de suelos.

Abstract

Due to the high population growth faced by large cities, the disposal of solid waste has become a constant problem for the city administration. Not only the amount of waste is increasing, but also the suitable land for its disposal is not largely available. Additionally, the prolonged increased of rainfall results in larger production of leachate at the disposal sites. The objective of this study was to analyse the effect of leachate from solid waste on tropical soils. Two samples of residual soil were characterized in terms of geotechnical properties. One sample was exposed to solid waste leachate for more than 15 years, while the other sample was at natural conditions (not contaminated). The samples were from the same origin, which allow the estimation of the effect of a contaminant on the geotechnical properties of the residual soil. The studied was done through a large set of laboratory tests to determine the physical, chemical, structural, mechanical and mineralogical properties of the soils. The tests included natural moisture, specific gravity, particle size analysis by sieving and hydrometer, consistency limits, MCT classification, X-ray diffraction, scanning electron microscopy, pH, minor elements (chemical analysis), direct shear, unconfined compression, one-dimensional consolidation, moisture retention curve (suction) and pinhole test.

The results showed that the solid waste leachate changed the geotechnical properties of the soil in the contaminated sample. This was observed as an increase of plasticity, higher percentage of clay and differences in the MCT classification; the latter caused by an increase contraction of contaminated samples. The leachates also caused higher levels of minerals in the contaminated sample. Moreover, the contaminated samples showed particle agglomeration, which induced higher rate of total voids and lower values of the strength parameters as seen in the mechanical characterization.

Finally, it was established that a long exposure (>15 years) of soil to solid waste leachate generates significant changes on the physical, chemical, structural, hydro-mechanical and mineralogical properties. As a consequence, the residual soil shows degradation of its geotechnical behavior. These results should serve as a basis to raise awareness of the environmental authorities and to establish more rigid rules against improper disposal of leachates or any kind of pollutants directly to subsoil.

Keywords: Leachate, solid waste, tropical residual soils, soil contamination, geotechnical properties

Contenido

	Pág.
Resumen.....	IX
Abstract.....	X
Contenido.....	XI
Lista de figuras.....	XIII
Lista de fotografías.....	XV
Lista de tablas.....	XVII
Lista de Símbolos y Abreviaturas.....	XVIII
Introducción.....	1
1 Hipótesis & Objetivos.....	3
1.1 Hipótesis.....	3
1.2 Objetivos.....	4
1.2.1 Objetivo General.....	4
1.2.2 Objetivos específicos.....	4
2 Fundamento teórico y Antecedentes.....	5
2.1 Fundamento Teórico.....	5
2.1.1 Suelos Tropicales.....	5
2.1.2 Disposición final de residuos sólidos.....	8
2.1.3 Residuos sólidos urbanos.....	11
2.1.4 Lixiviados.....	14
2.1.5 Procesos de migración de los contaminantes en los medios geológicos... ..	18
2.2 Antecedentes.....	19
3 Descripción de la zona de estudio.....	25
3.1 Localización de la zona de estudio.....	25
3.2 Generalidades de la zona de estudio.....	27
3.3 Relleno Sanitario del municipio de El Santuario.....	28
3.3.1 Producción y caracterización de los residuos sólidos.....	28
3.3.2 Lixiviados del Relleno sanitario El Santuario.....	29
3.4 Marco geológico de la zona de estudio.....	30
3.4.1 Geología general.....	30
3.4.2 Geología estructural.....	35
3.4.3 Geomorfología.....	35
4 Metodología.....	39
4.1 Exploración de campo (Recolección de muestras).....	39

4.1.1	Localización de los sitios de muestreo.....	41
4.2	Investigación de laboratorio	45
4.2.1	Caracterización física.....	45
4.2.2	Caracterización mineralógica y estructural.....	49
4.2.3	Caracterización química	51
4.2.4	Caracterización mecánica.....	51
5	Resultados, análisis y discusión.....	57
5.1	Caracterización física.....	57
5.1.1	Contenido de humedad natural.....	57
5.1.2	Análisis granulométrico	58
5.1.3	Límites de consistencia (clasificación según USCS).....	59
5.1.4	Clasificación MCT	62
5.2	Caracterización mineralógica y estructural.....	64
5.2.1	Difracción de Rayos X	64
5.2.2	Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).....	65
5.3	Caracterización química.....	70
5.4	Caracterización mecánica.....	72
5.4.1	Curva característica de retención de humedad (succión matricial y total) ..	72
5.4.2	Corte directo Consolidado Drenado (CD).....	75
5.4.3	Resistencia a la compresión inconfiada	81
5.4.4	Consolidación unidimensional (ensayos duplo-edométricos)	83
5.4.5	<i>Pinhole test</i>	87
6	Conclusiones y recomendaciones.....	91
6.1	Conclusiones	91
6.2	Recomendaciones	94
	Referencias.....	97

Lista de figuras

	Pág.
Figura 2-1: Localización de la zona tropical en el mundo (Arias, 2007).	5
Figura 2-2: Productos de meteorización y su profundidad asociados a factores ambientales. Modificado de (Strakhov, 1967) citado por (Fookes, 2004).....	6
Figura 2-3: Diagrama triangular de Schellmann que muestra la meteorización de la roca con base en los óxidos de silicio, hierro y aluminio. Modificada de (Bourman & Ollier, 2002).	8
Figura 2-4: Valores promedio por país de la composición de residuos sólidos urbanos .	13
Figura 3-1: Ubicación de la zona de estudio. Elaboración propia.	26
Figura 3-2: Vista aérea de la zona en estudio. Modificado de Google Earth 2016.	27
Figura 3-3: Marco geológico regional del sitio en estudio. Tomado y modificado de (Rodríguez <i>et al</i> , 2005).....	31
Figura 3-4: Composición mineralógica de las tonalitas. Datos tomados de (Rodríguez, <i>et al.</i> , 2005).	32
Figura 3-5: Composición química del Batolito Antioqueño. Tomado y modificado de (Rodríguez, <i>et al.</i> , 2005).	32
Figura 3-6: Contexto geomorfológico del sitio en estudio. Principales fallas encontradas en el oriente antioqueño. Tomada de Google Maps 2016.	36
Figura 3-7: Contexto geomorfológico local del R.S. El Santuario. Modificado de Google Earth 2016.....	37
Figura 4-1: Procedimiento para recuperación de muestras inalteradas en recipiente cúbico (a) y en recipiente cilíndrico (b). (ASTM D7015-13, 2013).	39
Figura 4-2: Montaje del ensayo de succión por el método del papel filtro (Elaboración propia).	54
Figura 5-1: Curvas granulométricas por tamizado e hidrómetro (en agua y en agente defloculante) de las muestras natural uy contaminada.	58
Figura 5-2: Clasificación de las muestras analizadas en la carta de plasticidad.	59
Figura 5-3: Curva de fluidez de las muestras con humedad natural.	60
Figura 5-4: Límites de consistencia de las muestras analizadas con humedad natural. .	61
Figura 5-5: Clasificación de las muestras de control.....	62
Figura 5-6: Clasificación gráfica de las muestras natural y contaminada de acuerdo a la clasificación MCT.	63
Figura 5-7: Difractograma de la muestra contaminada	64
Figura 5-8: Difractograma de la muestra natural.....	65
Figura 5-9: Imágenes de la muestra Natural a diferentes niveles de aumento.....	66
Figura 5-10: Imágenes de la muestra Contaminada a diferentes niveles de aumento. ...	67
Figura 5-11: Espectro químico muestra natural a través del SEM	68
Figura 5-12: Espectro químico de la muestra contaminada a través de SEM.	69
Figura 5-13: Curvas características de las muestras analizadas (Succión vs humedad). 72	
Figura 5-14: Curvas características de las muestras analizadas (Succión vs humedad). 73	
Figura 5-15: Succión vs saturación de las muestras analizadas.....	74

Figura 5-16: e x pF vs saturación de las muestras analizadas.	74
Figura 5-17: Esfuerzo axial vs esfuerzo cortante de las muestras estudiadas.	75
Figura 5-18: Relación Esfuerzo cortante vs. Succión matricial + tensión axial en pF entre relación de vacíos de ruptura.	77
Figura 5-19: Relación Esfuerzo cortante vs. Succión total + tensión axial en pF entre relación de vacíos de ruptura.	77
Figura 5-20: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo natural Saturado.	78
Figura 5-21: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo natural Sin Saturar.	79
Figura 5-22: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo contaminado Saturado.	79
Figura 5-23: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo contaminado Sin Saturar.	80
Figura 5-24: Resistencia a la compresión inconfiada de las muestras.	82
Figura 5-25: Curvas de compresibilidad de las muestras analizadas.	84
Figura 5-26: Índice de vacíos en el límite líquido.	85
Figura 5-27: Tensión vs índice de colapso para el desplazamiento inmediato.	86
Figura 5-28: Índice de colapso para el desplazamiento inmediato vs $\exp F$	86
Figura 5-29: Tensión vs Índice de colapso total.	87
Figura 5-30: Resultados de los ensayos <i>pinhole test</i> en ambas muestras.	88
Figura 5-31: Curvas del ensayo <i>Pinhole test</i> normalizadas con la relación de vacíos inicial.	89

Lista de fotografías

	Pág.
Fotografía 4-1: Secuencia de extracción de la muestra natural inalterada.....	40
Fotografía 4-2: Secuencia de extracción de la muestra contaminada inalterada.	41
Fotografía 4-3: Zona de recuperación de la muestra natural inalterada.....	42
Fotografía 4-4: Tipos de cunetas dentro del relleno sanitario. a) Cuneta de aguas lluvias. b) cuneta de lixiviados	43
Fotografía 4-5: Zona de paso de lixiviados a cunetas de aguas lluvias	43
Fotografía 4-6: Zona de recuperación de la muestras contaminada inalterada.....	44
Fotografía 4-7: Taludes de recolección de las muestras de control.	45
Fotografía 4-8: Microscopio Electrónico de la Universidad Nacional – Sede Medellín. ...	50
Fotografía 4-9: Preparación de las muestras para el ensayo de microscopía electrónica de barrido. A la izquierda muestra contaminada, a la derecha muestra natural.....	50
Fotografía 4-10: Ejecución del ensayo <i>pinhole test</i>	55

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 2-1: Sistemas de disposición final utilizados en Colombia.	10
Tabla 2-2: Composición Física de los residuos sólidos urbanos frescos y su contenido de agua inicial (por vía húmeda, %). Modificado de Gao <i>et al.</i> , 2015 y Barlaz, 2006.....	12
Tabla 2-3: Contenido de Agua de la Fracción Orgánica [%] (Gao <i>et al.</i> , 2015).....	14
Tabla 2-4: Rango máximo y mínimo de composición de los lixiviados de acuerdo a la edad del relleno sanitario. Modificada de Renou <i>et al.</i> , 2008.....	16
Tabla 2-5: Clasificación de los lixiviados de acuerdo a los cambios en su composición. Modificado de Chian & DeWalle, 1976 y Renou <i>et al.</i> , 2008.....	17
Tabla 3-1: Cantidad de residuos generados y depositados en el relleno sanitario por mes en el año 2015. (EE.PP. El Santuario, 2015b).....	29
Tabla 3-2: Caracterización de los lixiviados antes y después del tratamiento. Datos suministrados por CORNARE.	30
Tabla 3-3: Perfil de meteorización típico del Batolito Antioqueño (Elaboración Propia). .	34
Tabla 4-1: Ensayos realizados dentro de la caracterización física.	46
Tabla 4-2: Grupos de clasificación MCT rápida. (Modificado de (Nogami & Villibor, 1995))	48
Tabla 4-3: Ensayos realizados dentro de la caracterización química.	51
Tabla 4-4: Ensayos realizados dentro de la caracterización mecánica.	52
Tabla 5-1: Propiedades físicas de las muestras analizadas.....	57
Tabla 5-2: Parámetros de clasificación obtenidos en los ensayos MCT.....	63
Tabla 5-3: Composición química de las muestras analizadas.....	70
Tabla 5-4: Cálculo del punto de carga cero (PZC) para las muestras analizadas.	70
Tabla 5-5: Parámetros de resistencia al corte de las muestras analizadas de acuerdo a la modalidad de ensayo realizada (Saturada y sin saturar).	76
Tabla 5-6: Factores de estabilidad obtenidos para las condiciones saturadas y drenadas de las muestras analizadas. Condición estática.	78
Tabla 5-7: Factores de estabilidad obtenidos para las condiciones saturadas y drenadas de las muestras analizadas. Condición pseudo estática.....	81
Tabla 5-8: Valores de resistencia última de las muestras transformados con la relación de vacíos.....	83
Tabla 5-9: Valores de resistencia última de las muestras transformados con el valor pF/e_0	83

Lista de Símbolos y Abreviaturas

<i>Símbolo/Abreviatura</i>	<i>Término</i>
C.I.C.	Capacidad de intercambio catiónico
c'	Constante para clasificación M.C.T.
CD	Ensayo Consolidado Drenado
c_t	Contracción de las pastillas de la clasificación M.C.T.
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
e	Relación de vacíos
F.A.F.A.	Filtro anaerobio de flujo ascendente
γ_h	Peso unitario húmedo
Gs	Gravedad específica de los sólidos
IP	Índice de plasticidad
LA	Arena con poca arcilla laterítica.
LA'	Arenas arcillosas lateríticas.
LG'	Arcillas lateríticas y arcillas lateríticas arenosas.
LL	Límite líquido
LP	Límite plástico
M.C.T.	Miniatura compactada tropical
n	Índice de porosidad
NA	Arenas limosas con limos cuarzosos y limos arcillosos no lateríticos.
NA'	Arenas limosas y arenas arcillosas no lateríticas.
NG'	Arcillas, arcillas limosas y arcillas arenosas no lateríticas.
NS'	Limos caoliníticos y micáceos, limos arenosos y limos arcillosos no lateríticos.
SEM	Microscopía electrónica de barrido
SS	Sólidos en suspensión
SST	Sólidos totales en suspensión
TN	Nitrógeno total
TOC	Carbono orgánico total
UCSC	Clasificación unificada de suelos
VFA	Ácidos Grasos Volátiles
w_{nat}	Humedad natural

Introducción

Las investigaciones sobre suelos tropicales en Colombia es hoy en día un campo muy poco abordado en la ingeniería debido a la complejidad de los modelos que involucran el estudio de estos suelos; adicionalmente, los esquemas tradicionales de caracterización geotécnica han sido desarrollados para estimar el comportamiento de los suelos de climas templados como depósitos sedimentarios o suelos transportados poco alterados, los cuales pueden ser analizados geotécnicamente a partir de sus características granulométricas y de plasticidad medidas a través de los ensayos de la mecánica de suelos clásica.

En lo que se refiere a la interacción entre el suelo y lixiviados de residuos sólidos, los estudios efectuados hasta el momento, se han enfocado en cuantificar las variaciones producidas en algunas propiedades geotécnicas debidas a la presencia de lixiviados de residuos sólidos. Entre los principales autores se tienen a Nayak *et al.*, 2007, Yaron *et al.*, 2008, Sunil *et al.*, 2009, Zuluaga *et al.*, 2010, Francisca & Glatstein, 2010, Oztoprak & Pisirici, 2011, Quintero & Valencia, 2012 y Zhan *et al.*, 2014. Sin embargo, dichas investigaciones corresponden en su mayoría a estudios en los que se evaluaron algunas propiedades geotécnicas de suelos remoldeados y/o contaminados a escala de laboratorio con lixiviados ya sea de rellenos sanitarios o creados a partir de mezclas químicas.

De acuerdo con lo anterior, la investigación actual cumple un papel muy importante en el aporte a la ciencia desde el punto de vista geotécnico, ya que se presentan los cambios en las propiedades geotécnicas de un suelo residual generados por la contaminación con lixiviados directamente en el lugar de disposición de los residuos y expuesto a estos desde la conformación del relleno en el año 1995.

La metodología utilizada para el desarrollo de la investigación consistió en recuperar muestras inalteradas en el lugar de trabajo con el fin de realizar una completa caracterización de los materiales recuperados (caracterización química, física, mineralógica y mecánica las muestras de suelo). Se recuperó una muestra natural y una muestra contaminada con lixiviados vertidos directamente sobre la muestra durante un periodo de tiempo prolongado. Se encontró que los suelos expuestos a lixiviados de residuos sólidos, muestran una variación en sus propiedades geotécnicas.

Se espera que esta investigación contribuya al entendimiento de las alteraciones que se generan en un suelo contaminado, al manejo que se le debe dar a los residuos sólidos, a su disposición final y al posterior vertimiento que se debe dar a los lixiviados, a los cuidados que hay que tener con los lugares que en un futuro sean destinados para la disposición de estos residuos, y al desarrollo de métodos de prevención de riesgos que puedan ser

causados por los malos manejos que se le da hoy en día a los residuos sólidos y los lixiviados.

1 Hipótesis & Objetivos

1.1 Hipótesis

Las malas prácticas de manejo y control en los rellenos sanitarios, pueden convertir a los rellenos en una potencial fuente de contaminación hidrogeológica, debido al riesgo que existe en el caso de que los lixiviados se infiltren y lleguen al agua subterránea, representando una alta fuente de toxicidad y un alto riesgo de contagio de enfermedades cancerígenas (Park & Batchelor, 2002). Alrededor de 100 compuestos peligrosos han sido identificados en los lixiviados de rellenos sanitarios (compuestos aromáticos, compuestos halogenados, fenoles, pesticidas, metales pesados y amonio), los cuales tienen un efecto perjudicial nocivo para las formas de vida existentes en el agua, la ecología y las cadenas alimentarias (Foo & Hameed, 2009).

De acuerdo con un estudio oficial de toxicidad realizado en 56 rellenos sanitarios convencionales, se detectaron un total de 133 productos químicos tóxicos diferentes, los cuales, en comparación con los 72 productos químicos tóxicos detectados en los vertederos de residuos industriales, se convierten en una cantidad desproporcionada de productos contaminantes en rellenos sanitarios urbanos. De los 133 productos químicos mencionados, 32 son causantes de cáncer, 10 son causantes de defectos de nacimiento y 21 causan daños genéticos (Achankeng, 2004).

La gestión de los residuos sólidos urbanos constituye hoy en día un importante problema ambiental, económico y social en todo el mundo, principalmente debido a que el volumen de residuos crece más rápidamente que la población mundial. (Renou *et al.*, 2008)

Los lixiviados contienen contaminantes orgánicos e inorgánicos que incluyen amoniaco, metales pesados, ácidos húmicos, contaminantes orgánicos persistentes sintéticos y sales inorgánicas de alta concentración. Si no se generan buenas prácticas de manejo de los lixiviados en los rellenos, tales como recolección adecuada, sitios de almacenamiento aislados, tratamientos adecuados y vertimientos controlados, estos se convertirán en una fuente potencial de contaminación que amenaza el suelo, las aguas superficiales y las aguas subterráneas (Butt *et al.*, 2014). Por lo tanto, los lixiviados son reconocidos como un importante problema ambiental y su evaluación y gestión de riesgos se considera esencial.

Los rellenos sanitarios como opción de gestión de residuos tiene el potencial de contaminar los tres principales factores naturales del medio ambiente; el suelo, el aire y el agua (Butt *et al.*, 2011). Por ejemplo, los vapores de los lixiviados pueden encontrar su camino hacia la atmósfera en cantidades suficientes para presentar peligro para el medio ambiente y la salud humana. Además, los lixivios pueden contaminar el suelo a medida que se infiltren en él, ya sea mezclándose con agua o por percolación propia (por ejemplo, a través de la zona no saturada debajo de un vertedero). Por lo tanto, los lixiviados pueden ser visto

como el producto más peligroso de un relleno sanitario en comparación con los otros dos materiales contaminantes (metano y residuos sólidos) (Butt *et al.*, 2014).

Ante este escenario, es clara la importancia del control de las capas de suelo compactado para la prevención del avance de los frentes de contaminación; así como el efecto que los lixiviados tienen en las propiedades geotécnicas de los suelos expuestos a dichos contaminantes.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Elaborar una metodología basada en ensayos de laboratorio que permita observar y cuantificar las variaciones en las propiedades geotécnicas de un suelo tropical producidas por la infiltración de lixiviados de residuos sólidos urbanos.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar las propiedades geotécnicas de un suelo contaminado y establecer sus diferencias con uno no contaminado por residuos sólidos urbanos.
- Validar mediante la interpretación de los resultados obtenidos en la etapa de investigación de laboratorio (caracterizaciones física, química, mecánica y mineralógica), una metodología para determinar las variaciones producidas por los lixiviados de residuos sólidos urbanos en los suelos tropicales.
- Verificar el efecto que tienen los lixiviados de residuos sólidos en las propiedades geotécnicas de un suelo tropical.

2 Fundamento teórico y Antecedentes

El fundamento teórico de esta investigación se desarrolla con base en cinco capítulos que servirán de guía para un mejor entendimiento de los resultados de la investigación.

2.1 Fundamento Teórico

2.1.1 Suelos Tropicales

Los suelos tropicales son el producto indirecto de diversos factores ambientales y el producto directo de la acción de los agentes de meteorización química y física de la roca in situ, y que se forman en las Latitudes 30°N y 30°S o la zona llamada comúnmente tropical (Figura 2-1) y que presentan propiedades ingenieriles particulares diferentes de aquellas características de los suelos de regiones templadas. En estas zonas son comunes altas precipitaciones y temperaturas, factores fundamentales en los procesos de descomposición de la roca (Quintero, 2011).

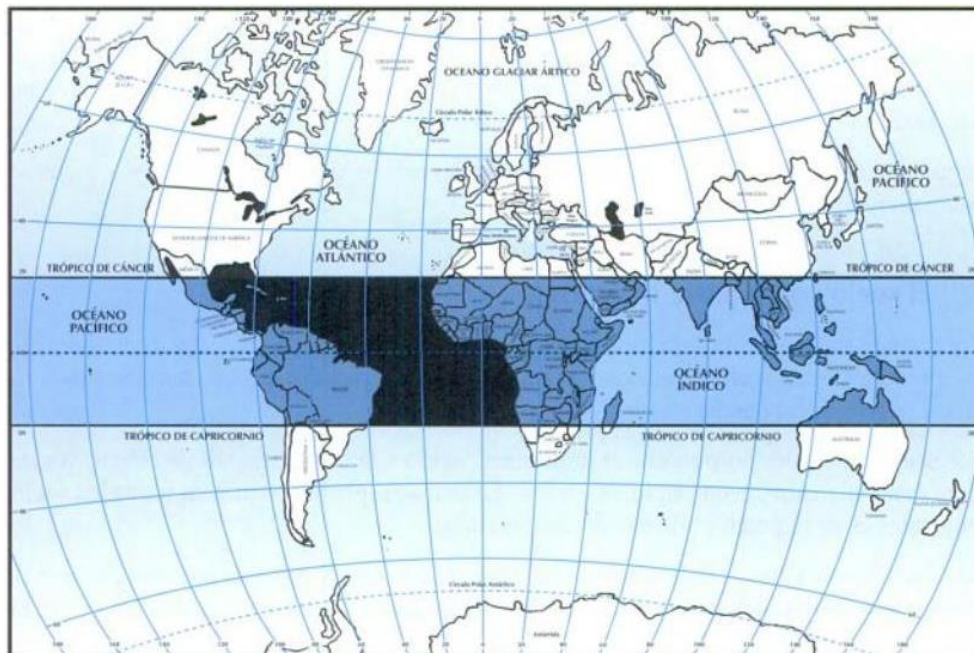


Figura 2-1: Localización de la zona tropical en el mundo (Arias, 2007).

La meteorización de los minerales primarios en las regiones tropicales es más intensa y ocurre a profundidades mayores que en otros lugares. La meteorización se da

principalmente por hidrólisis en condiciones cercanas a un pH neutro, a profundidades muy por debajo de la influencia de los productos de descomposición ácida orgánica. La alteración de los minerales primarios, la estructura y la química debido a la meteorización es tan intensa, que los suelos presentan un comportamiento geotécnico diferente a los materiales parentales de los cuales son derivados. Esta condición se da únicamente en los suelos de regiones tropicales, ya que en suelos de otras regiones el comportamiento geotécnico es equivalente al material parental (Fookes, 2004).

La capacidad de predecir la profundidad de los suelos residuales está limitada por las complejas interacciones de diferentes factores que la controlan. La variabilidad puede ser definida como zonal, regional o local. Es posible indicar intervalos probables de espesores de meteorización en el interior de zonas climáticas características (Fookes, 2004). La Figura 2-2, muestra que los horizontes superficiales profundamente alterados en los trópicos dan paso en profundidad a materiales menos alterados que frecuentemente son similares a los horizontes superficiales de los perfiles en zonas climáticas más frías y menos húmedas.

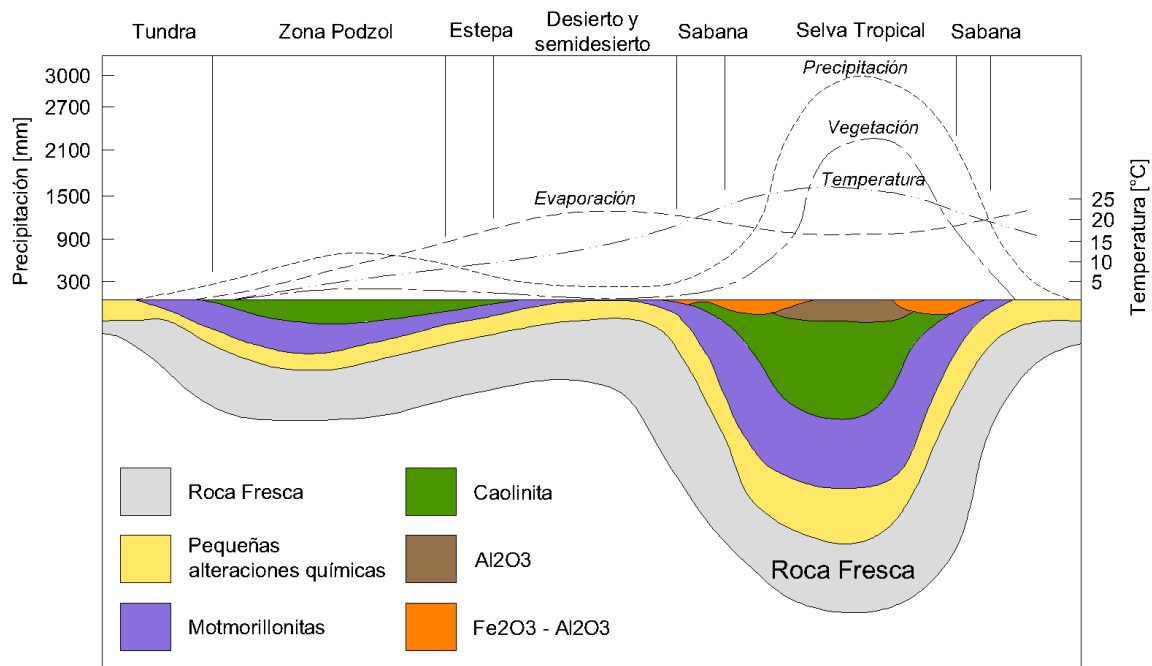


Figura 2-2: Productos de meteorización y su profundidad asociados a factores ambientales. Modificado de (Strakhov, 1967) citado por (Fookes, 2004).

Los esquemas tradicionales de clasificación geotécnica han sido desarrollados generalmente para estimar el comportamiento de los suelos de climas templados. Estos suelos frecuentemente son depósitos sedimentarios, o transportados, poco alterados y, en la mayoría de los casos, su comportamiento geotécnico puede ser estimado a partir de esquemas basados en sus características granulométricas y de plasticidad medidas en los ensayos convencionales de laboratorio. En el caso de los suelos residuales tropicales, el comportamiento geotécnico no puede ser estimado tan fácilmente debido a que los productos de meteorización resultantes bajo ciertas condiciones tropicales pueden tener minerales y estructura que difieren a las presentadas comúnmente en los suelos de regiones tropicales o sub-tropicales (Fookes, 2004).

Por esta razón es importante analizar las características del ambiente tropical que favorecen la formación de suelos tropicales, dichas características son:

- **Temperatura:**

En la zona tropical, la variación de la temperatura media mensual es de 5°C o menos, esta medida corresponde a las diferencias entre los tres meses más cálidos y los tres meses más fríos respectivamente. Adicionalmente, las temperaturas medias anuales disminuyen únicamente una tasa de 0.6°C por cada 100 m de aumento en elevación con respecto al nivel del mar, es decir, la temperatura media anual a nivel del mar es 26°C, a 1000 msnm es 20°C y a 2000 msnm es 14°C. (Arias, 2007). Estas variaciones en temperatura, así como los choques térmicos que se producen cuando se presenta una precipitación después de una fuerte insolación, son un elemento de gran influencia en los cambios del suelo en ambientes tropicales. Estos cambios se producen como resultado de la diversidad de minerales con diferentes coeficientes de expansión térmica presente en suelos tropicales, lo cual genera cambios estructurales en el material (Camapum de Carvalho, *et al*, 2015).

- **Radiación solar:**

Los trópicos reciben más radiación solar anual que la región templada, debido al paso de los rayos solares en dirección perpendicular a través de una atmósfera más delgada. Dicha atmósfera absorbe menor cantidad de radiación solar dejando pasar a la superficie de la tierra mayor radiación. Cerca del 60 % de la radiación solar es captada por el trópico, mientras que en la zona templada llega al 46 %. Adicionalmente, en la franja del trópico hay mayor radiación ultravioleta (Arias, 2007).

- **Precipitación:**

Las precipitaciones son el parámetro que caracteriza las zonas tropicales, por lo general el trópico recibe más de 1300 mm de lluvia al año, aunque su distribución no sea siempre uniforme, sin embargo, la precipitación pluvial anual varía en el trópico de 0 a 10000 mm (Arias, 2007).

- **Mineralogía de los suelos tropicales:**

Schellmann, (1981) definió los suelos tropicales lateríticos como acumulaciones superficiales o sub superficiales de productos provenientes de la intensa meteorización de rocas, desarrollados sobre condiciones favorables a una mayor movilidad de los elementos alcalinos, alcalinos-ferrosos y sílice e inmovilización de hierro y aluminio. Los suelos tropicales lateríticos se componen principalmente de caolinita, goethita, hematita, gibbsita, halloysita y cuarzo.

La definición y clasificación de laterita de Schellmann se basa en el contenido de óxido de silicio (SiO_2), óxido de aluminio (Al_2O_3) y óxido de hierro (Fe_2O_3). En suelos tropicales lateríticos, el contenido de Al_2O_3 y Fe_2O_3 es mayor en proporción al contenido de SiO_2 . La laterización de rocas ígneas, específicamente granito y neis granítico, se puede expresar en un diagrama triangular en el que a medida que disminuye el contenido de óxido de silicio en la roca y aumenta el contenido de óxido de hierro y óxido de aluminio, se presenta una meteorización mayor la cual conlleva a una laterización de la roca (Bourman & Ollier, 2002).

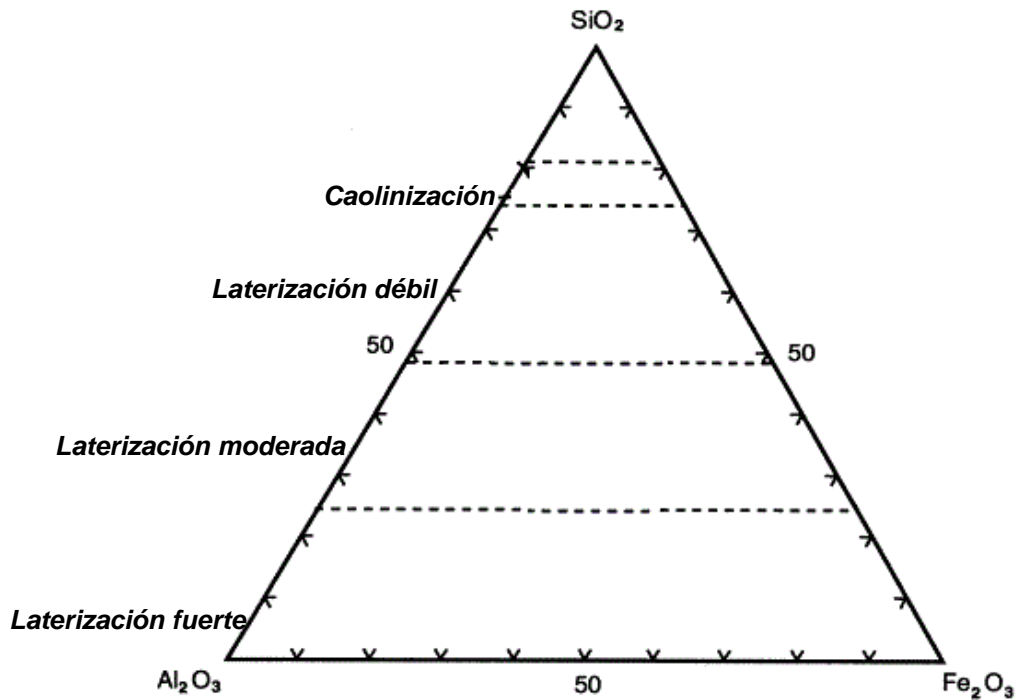


Figura 2-3: Diagrama triangular de Schellmann que muestra la meteorización de la roca con base en los óxidos de silicio, hierro y aluminio. Modificada de (Bourman & Ollier, 2002).

Los óxidos de hierro y aluminio y los óxidos hidratados liberados por la meteorización subsuperficial tropical no se disuelven tanto como en los ambientes de suelos más ácidos que caracterizan las regiones templadas, en consecuencia, tienden a permanecer in situ. El óxido de hierro se cristaliza como hematita cuando el suelo se seca estacionalmente, o como goethita en un ambiente húmedo. La hematita le da al suelo un color rojizo, la goethita un color pardo u ocre. La gibbsita es el principal óxido de aluminio que se forma durante la meteorización. El sílice se pierde en solución o se combina con otros productos de meteorización para formar minerales de arcilla del tipo 2:1, o más frecuentemente minerales de arcilla 1:1 deficientes en sílice (principalmente caolinita). Las bases (K, Na, Ca, Mg) se pierden en solución o se incorporan a los minerales de arcilla del tipo 2:1; la caolinita no recibe bases o lo hace en una cantidad muy baja. Los minerales 2:1 pueden migrar hacia abajo en el perfil como partículas de arcilla dispersas en suspensión (lixiviación o eluviación) para formar los horizontes superiores, con bajo contenido de arcilla, y los horizontes inferiores, con alto contenido de arcilla, pero los óxidos y los minerales de arcilla del tipo 1:1 son menos susceptibles a este proceso (Fookes, 2004).

2.1.2 Disposición final de residuos sólidos

La concepción de la gestión de residuos sólidos se remonta al año 3500 Antes de Cristo en algunas ciudades de la India con la construcción de un sistema de drenaje en ladrillo para el manejo de las aguas residuales. Hacia el año 1900 antes de Cristo se documentó la instalación de un sistema de eliminación de aguas residuales en la antigua ciudad de Knossos (Cnosos), Grecia, y finalmente, en el imperio Romano, se introdujeron regulaciones contra arrojar basuras en sitios públicos. (Östman, 2008).

En la década de 1920, se dio inicio al primer sistema de recolección de basuras domésticas en Estocolmo junto con la introducción de los vehículos equipados especialmente para el transporte de residuos. Fue solamente hasta 1959, cuando se publicaron las primeras directrices de disposición de residuos sólidos municipales, en las cuales se reconoció la eliminación controlada de los residuos sólidos municipales como una actividad propia del ámbito de los ingenieros civiles. En la década de 1970, conjuntamente con el crecimiento de la industria y la modernización, se incentivó el uso de nuevos materiales de embalaje (periódicos, vidrio, plástico y metales) lo que generó un aumento drástico de los contenidos y volúmenes de residuos domésticos (Blight, 2008).

En los primeros rellenos que se implementaron, era una práctica común disponer la basura de manera incontrolada, vertiendo los residuos sin algún control en depresiones del terreno existente o en vertederos a cielo abierto de bajo valor económico como pantanos inundados, minas abandonadas y/o canteras, sin cuidar el medio ambiente circundante, y sin tener en cuenta todas las precauciones para compactar, cubrir los residuos y controlar la difusión de los lixiviados a las aguas sub-superficiales (Blight, 2008). Hoy en día, la aplicación de la ciencia y la ingeniería, han favorecido la transformación de las prácticas de disposición de residuos sólidos en los rellenos sanitarios, en los cuales el manejo de los lixiviados está controlado por las autoridades ambientales y su monitoreo en campo se realiza de forma rutinaria por los operadores de los rellenos (Foo & Hameed, 2009).

De acuerdo con el decreto 838 del 23 de marzo de 2005 en Colombia, un relleno sanitario se define como el lugar técnicamente seleccionado, diseñado y operado para la disposición final controlada de residuos sólidos, sin causar peligro, daño o riesgo a la salud pública, minimizando y controlando los impactos ambientales y utilizando principios de ingeniería, para confinamiento y aislamiento de los residuos sólidos en un área mínima, con compactación de residuos, cobertura diaria de los mismos, control de gases y lixiviados, y cobertura final (Decreto 838, 2005).

Los rellenos sanitarios representan la primera opción para la eliminación de residuos sólidos a nivel mundial. Una de las principales razones para esto, son los altos costos de las diferentes alternativas de eliminación de residuos, por lo cual, los rellenos sanitarios se convierten en la primer opción especialmente en los países en vías de desarrollo (Brunner & Fellner, 2007). A pesar de existir una tendencia creciente en países industrializados en dejar a un lado los rellenos sanitarios como la primera opción para la eliminación de residuos, la mayoría de estos países siguen dependiendo de los rellenos sanitarios para la eliminación de residuos sólidos. En países como Estados Unidos, Reino Unido, Australia y Finlandia, más del 50 % de los residuos generados, son conducidos a rellenos sanitarios. Por otra parte, en países como Japón, Alemania, Holanda, Suecia, Dinamarca y Austria, menos del 30 % de los residuos producidos son llevados a rellenos sanitarios. A causa de la escases de tierras para este uso, se ha optado por otros métodos de eliminación como la incineración (Laner *et al.*, 2012).

▪ Disposición de residuos en Colombia

Desde el punto de vista legislativo, en Colombia se ha venido incentivando el uso regionalizado de rellenos sanitarios operados técnicamente como la primera opción para la disposición final de residuos sólidos, con el fin de aumentar el número de municipios que disponen sus residuos en forma adecuada, implementando soluciones integrales y contando con rellenos sanitarios más grandes pero mejor operados técnica y

ambientalmente. Según el Decreto 0920 de 2013 en Colombia, la regionalización de los sitios de disposición final pretende disminuir los lugares que atienden un único municipio y contar con sitios que atiendan dos o más municipios al tiempo. La regionalización ha sido una de las estrategias de política que se mantiene en el tiempo y que ha dado buenos resultados, facilitando el control y seguimiento de sitios de disposición final más grandes y más controlados técnica y ambientalmente.

Actualmente en Colombia, los sistemas de disposición final contabilizados como autorizados son: relleno sanitario, planta integral y celda de contingencia. Por su parte, los sistemas contabilizados como no autorizados son: celda transitoria, botadero, enterramiento, vertimiento a cuerpos de agua, quema de los residuos sólidos y todo aquel que no cumpla con las definiciones y autorizaciones establecidas y requeridas en el Decreto 838 de 2005 (SSPD, 2015).

Las celdas transitorias, de acuerdo con el artículo 5 de la Resolución 1390 de 2005 del ministerio de ambiente en Colombia, son celdas que se diseñan para una capacidad de disposición equivalente a la generación de residuos sólidos correspondiente a un período de hasta 36 meses (3 años), al vencimiento del cual, no se podrá disponer más residuos sólidos en dichas celdas. Su propósito era suministrar a los municipios una herramienta de carácter temporal, con el fin de facilitar la adecuada disposición final de residuos, en tanto lograban incluir en su gestión integral la disposición final en rellenos sanitarios licenciados por la autoridad ambiental competente.

Las celdas de contingencia, de acuerdo con el artículo 3 de la Resolución 1890 de 2011, son una alternativa para la disposición final con que cuentan los municipios que se acogieron a la Resolución 1390 de 2005 y sus modificaciones. Bajo este esquema, el municipio puede solicitar a la autoridad ambiental competente que el sitio donde funcionó una celda transitoria, pueda ser incorporado dentro de un proyecto de construcción y operación de un relleno sanitario, como una alternativa dentro del Plan de Contingencias del sitio.

En la Tabla 2-1, se presenta de manera general, la distribución de los sistemas de disposición final de acuerdo a su porcentaje de utilización por municipios en Colombia. Se observa que al 2015, el 81% de los 1102 municipios del país (886) se encuentran disponiendo en rellenos sanitarios (un porcentaje mayor comparado con el año 2013 que fue de 75.2%). Adicionalmente, se observa que persiste la disposición en sitios como botaderos, celdas transitorias y todavía se realizan vertimientos de residuos a cuerpos de agua y quemas (SSPD, 2015).

Tabla 2-1: Sistemas de disposición final utilizados en Colombia.

Sitio de disposición final	Porcentaje de utilización en Colombia
Relleno Sanitario	81.00 %
Botadero	10.34 %
Celda Transitoria	4.26 %
Planta de Aprovechamiento	3.09 %
Celda de Contingencia	1.27 %
Cuerpo de Agua	0.45 %
Quema	0.18 %

2.1.3 Residuos sólidos urbanos

Para tener una idea general de la influencia que tienen los residuos sólidos en la producción de lixiviados y su nivel de toxicidad, se presenta una caracterización de éstos.

Los residuos sólidos son en general una mezcla que consta de varios materiales con diferentes propiedades, de los cuales, algunos de sus componentes son estables o inorgánicos, mientras que otros se degradan como resultado de procesos biológicos y químicos, dando paso a la generación de agentes contaminantes del ambiente como lixiviados y gases (Alhassan, 2012).

La caracterización de los residuos sólidos corresponde a la determinación de las principales cualidades y características de la basura, consiste en una determinación en base a porcentajes de los principales elementos que los constituyen para establecer las cantidades y variaciones de las mismas a través del tiempo (Rivera, 2011).

Lo importante de la caracterización de los residuos sólidos es que permite calificar y cuantificar el potencial de contaminación que se puede generar a través de los lixiviados, ya que esto va a depender en su gran mayoría de la composición de los residuos sólidos.

Los valores de composición de residuos sólidos se pueden describir en términos de porcentaje de masa o en peso húmedo y los resultados se presentan realizando una discriminación de los mismos en materiales orgánicos e inorgánicos. Esta composición varía dependiendo de la zona y su nivel de desarrollo. En términos generales, la composición de la basura está dada por una fracción orgánica como desperdicios de comida, papel, cartón, textiles y madera y una fracción inorgánica como plástico, vidrio, metales pesados, materiales inertes y otros elementos que no clasifican en los anteriores (Rivera, 2011).

Las propiedades de los residuos sólidos no sólo dependen de la composición de los residuos, sino también de su grado de degradación y por lo tanto de las condiciones climáticas en las que se produce dicha degradación. Los residuos sólidos de países desarrollados y países en desarrollo son significativamente diferentes; por ejemplo, los residuos sólidos en China contienen una gran cantidad de residuos orgánicos (residuos de cocina), los cuales representan más del 50 % de los residuos generados. Mientras que en Estados Unidos, los residuos de cocina sólo representa el 20% o menos de los residuos sólidos generados. Teniendo en cuenta lo anterior y dando por hecho que los residuos de cocina se degradan más rápidamente que los otros componentes de la basura, se puede concluir que las diferencias de las propiedades de los residuos varían de acuerdo al contenido de materiales degradables (Gao *et al.*, 2015).

Como se pudo observar, la composición de los residuos sólidos depende en gran medida de las condiciones de cada país o lugar y su cultura, por esta razón no se puede generalizar en el contenido y composición de los mismos. En la Tabla 2-2 se presenta la composición de los residuos sólidos para diferentes países diferenciando la fracción orgánica de la fracción inorgánica y en algunos casos reportando el contenido inicial de agua de los residuos, valor que tiene una gran importancia en la producción de lixiviados ya que estos se producen por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua lluvia a través de los residuos en descomposición.

Tabla 2-2: Composición Física de los residuos sólidos urbanos frescos y su contenido de agua inicial (por vía húmeda, %). Modificado de Gao *et al.*, 2015 y Barlaz, 2006.

Relleno/País	Fracción Orgánica				Fracción Inorgánica			Contenido de agua Inicial
	Desperdicios de cocina	Papel y Cartón	Textiles y cuero	Madera	Plástico	Metales	Otros	
China (1)	62.63	10.89	4.18	0.86	18.59	0.24	2.61	61
China (2)	50.31	12.81	1.66	0.79	12.47	0.33	21.63	58
China (3)	70	8	2.8	0.89	12	0.12	6.19	56
China (*)	55	9.9	3	2	15	0.5	14.6	52
Brasil (4)	49.7	15.1	3.5	4.1	20.9	5.6	1.1	N/D
Brasil (5)	42.9	19.7	4.5	5.2	18.7	1.5	7.5	50
Colombia (6)	61.2	8.3	4.8	1.9	12.0	1.8	10.2	N/D
EE.UU. (7)	6.9	24.6	5.8	11.7	11	4.4	35.6	31
EE.UU. (8)	18.6	26.7	0	13.5	8.9	4	28.3	18
Canadá (9)	10.5	58	5.25	8.5	4.9	3.35	9.5	9
EE.UU. (*)	13.6	35.5	4.6	3.4	13.2	6.9	22.8	18
EE.UU. (*)	15.8	28	8.5	7.4	14.9	7.4	18	N/D
Canadá (*)	27	26	2	2	8	1.5	33.5	N/D
Reino Unido (*)	25	31	5	0	8	23	32	32
Reino Unido (*)	N/D	19	2	6	7	8	58	N/D
Francia (*)	28.6	26.8	5.7	3.3	11.1	4.1	20.4	N/D
Singapur (*)	38.8	20.6	0.9	8.9	5.8	3.2	21.8	N/D
Alemania (*)	N/D	10.3	3.5	3.3	7.9	5.4	69.6	N/D
España (*)	N/D	21	5	N/D	11	4	59	N/D
Australia (*)	38.1	9.9	N/D	6.4	7.3	7.1	31.2	N/D

Notas:

- 1 Relleno Sanitario Suzhou Qizishan Landfill
- 2 Relleno Sanitario Chengdu Chang'an Landfill
- 3 Relleno Sanitario Shanghai Laogang Landfill
- 4 Relleno Sanitario Bandeirantes Landfill
- 5 Relleno Sanitario Metropolitan Center Landfill
- 6 Relleno Sanitario La Pradera
- 7 Relleno Sanitario Orchard Hills Landfill
- 8 Relleno Sanitario New Jersey Landfill
- 9 Relleno Sanitario Spyhill Sanitary Landfill

(*) Relleno Sanitario no especificado

N/D Datos no disponibles

Otros Incluye vidrio, ceniza, desechos de construcción, caucho, entre otros.

Como se puede observar en la Figura 2-4, los desperdicios de cocina representan más del 50 % en los rellenos de China, seguido del plástico, el cual representa más del 12 % de los residuos generados. De manera similar, en Brasil los residuos de cocina representan más del 40 % y el plástico representa más del 18 % de los residuos y en Colombia los residuos orgánicos están por encima del 60% y el plástico con 12%. De manera contrastante, se observa que en países con un nivel más alto de desarrollo, las proporciones de composición de los residuos disminuye en comparación con los países en

vías de desarrollo. En los rellenos de Estados Unidos por ejemplo, los desperdicios de cocina corresponden a menos del 19 % de los residuos, los cuales pertenecen a un tercio de los residuos de cocina de China y Brasil. De igual manera, la proporción de plástico también disminuye, representando menos del 15 % en contenido.

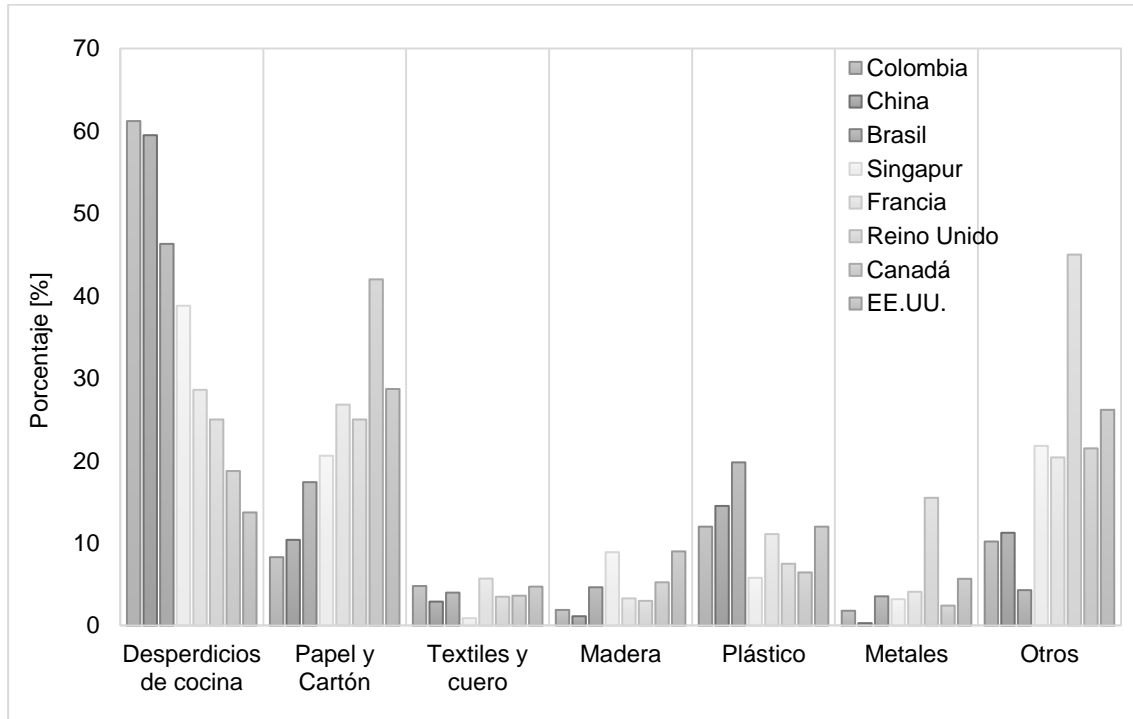


Figura 2-4: Valores promedio por país de la composición de residuos sólidos urbanos

De acuerdo con los resultados estadísticos, los desperdicios de cocina comprenden entre el 40 % y el 85 % de los residuos en los países en desarrollo, y entre el 6 % y el 30 % de los residuos en los países desarrollados (Gao *et al.*, 2015). Con base en lo anterior, se ha sugerido un umbral en el contenido de desperdicios de cocina del 40 % para diferenciar los diferentes tipos de residuos entre residuos con alto contenido orgánico y residuos con bajo contenido orgánico, ya que las propiedades de ingeniería de los residuos sólidos muestran grandes diferencias con respecto al contenido de desechos degradables como los desperdicios de cocina (Gao *et al.*, 2015).

El contenido de humedad inicial presenta grandes diferencias entre los residuos con alto contenido orgánico y los residuos con bajo contenido orgánico como se muestra en la Tabla 2-2. El contenido de humedad para los rellenos de China y Brasil está por encima de 50 %, mientras que en los rellenos de Estados Unidos, el valor promedio de humedad es aproximadamente el 20 %. En la Tabla 2-3, se presenta el contenido de humedad de las fracciones orgánicas de los residuos. Se puede observar que el contenido de humedad para los desperdicios de cocina es alrededor de 70 %, lo que representa que mientras más proporción de desperdicios de cocina se depositen en un relleno, mayor va a ser su contenido de humedad y por ende, va a tener más producción de lixiviados.

Tabla 2-3: Contenido de Agua de la Fracción Orgánica [%] (Gao *et al.*, 2015).

Fracción Orgánica	Contenido de Agua	
	Rango	Valor típico
Desperdicios de Cocina	50–80	70
Desperdicios de Jardín	30–80	60
Papel	4–10	6
Cartón	4–8	5
Textiles	6–15	10
Cuero	8–12	10
Madera	15–40	20

2.1.4 Lixiviados

Los lixiviados son líquidos que se producen por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua lluvia a través de los estratos de residuos sólidos que se encuentran en las fases de descomposición. El lixiviado es considerado como el principal y gran contaminante generado en un relleno. La composición de éstos varía de acuerdo con el tipo de residuos, las precipitaciones en el área, las velocidades de descomposición química y otras condiciones del lugar (Butt *et al.*, 2014).

Según Foo & Hameed (2009) se definen los lixiviados como cualquier líquido contaminado que se filtre a través de los residuos depositados en un relleno sanitario o vertedero a través de fuentes externas, en los cuales a menudo se desconoce su toxicidad. Es un compuesto orgánico y mineral soluble que se forma cuando el agua se infiltra en las capas de basura, extrayendo una serie de contaminantes y provocando una compleja interacción entre las reacciones hidrológicas y biogeoquímicas que actúan como mecanismos de transferencia de masa para producir un contenido de humedad tan alto como para producir el flujo.

Para Renou *et al.* (2008) los lixiviados se conocen como el efluente acuoso generado como consecuencia de la percolación del agua lluvia a través de los desechos, los procesos bioquímicos de las células de desecho y el contenido de agua inherente de los propios desechos. Los lixiviados pueden contener grandes cantidades de materia orgánica (biodegradable y resistente a la biodegradación), donde los componentes de tipo húmico se configuran como el grupo más importante, al igual que el nitrógeno amoníaco, los metales pesados, las sales inorgánicas y los cloruros orgánicos.

La producción de lixiviados en un relleno sanitario está directamente ligada a la tasa de flujo volumétrico y la composición del relleno. El caudal de lixiviado generado depende en gran medida de la cantidad de agua que ingrese o salga del entorno del relleno sanitario. Este ciclo depende principalmente de las condiciones climáticas que predominan en el sitio del relleno, específicamente del ingreso de agua por precipitaciones y las pérdidas por la evaporación. La escorrentía superficial y la infiltración del nivel freático a través del relleno sanitario también influyen en la entrada y salida de agua del ciclo. Las técnicas de disposición de basuras en rellenos (coberturas impermeables en la base y la parte superior del relleno) son elementos primordiales para controlar la cantidad de agua que entra en el

ciclo del agua para la producción de lixiviados. Por último, la producción de lixiviados depende de la naturaleza de los residuos en sí, es decir, su contenido en agua y su grado de compactación en la corona. La producción es generalmente mayor cuando los residuos es menos compacta, ya que la compactación reduce la tasa de filtración (Lema *et al.*, 1988).

Los lixiviados se forman cuando la masa de residuos excede su capacidad de retención de humedad antes de producir percolación (humedad máxima). La humedad máxima es aquella que puede ser retenida en un medio poroso sin producir percolación. La retención de humedad se atribuye principalmente a las fuerzas que mantienen la tensión superficial y la presión capilar. La percolación se produce cuando la magnitud de las fuerzas gravitacionales excede las fuerzas de retención. Este proceso se ve influenciado por muchos factores, los cuales se pueden dividir en aquellos que contribuyen directamente a la humedad del relleno tales como la lluvia, el deshielo, la infiltración de aguas sub-superficiales a la masa de residuos, el contenido de humedad inicial, el riego y la recirculación de residuos, y las que afectan a los lixiviados o a la distribución de la humedad dentro del relleno sanitario tales como la edad del relleno, la compactación, la permeabilidad, el tamaño de las partículas, la densidad, los asentamientos, la vegetación, la cobertura, el material de revestimiento, el gas y la generación de calor (El-Fadel *et al.*, 2002).

Aunque el aumento en el contenido de humedad es el principal contribuyente a la formación de los lixiviados, ésta también está asociada con las mejoras en los procesos de biodegradación en rellenos tales como las obras que favorezcan el aumento de la infiltración, lo cual contribuye a la biodegradación y de este modo a la rápida estabilización del relleno (Reinhart, 1995).

Kargi & Pamukoglu, 2004 afirman que la composición de los lixiviados depende de varios factores entre los cuales se encuentran: la naturaleza y conformación de los rellenos (compactación de los residuos sólidos), contenido de humedad, temperatura, pH, nivel de oxígeno, actividad microbiana, aporte de aguas subterráneas, escorrentía superficial, precipitaciones locales, solubilidad en equilibrio químico, variación hidrogeológica, edad, madurez, diseño (tamaño, profundidad y sistema de revestimiento) y operación de los rellenos sanitarios, la topografía y la vegetación. La variación y la composición de los lixiviados de rellenos sanitarios dependen directamente de la edad del relleno y su exposición a los agentes de meteorización.

En los rellenos jóvenes, que contienen grandes cantidades de materia orgánica biodegradable, se lleva a cabo una fermentación anaeróbica rápida, lo que resulta en la formación de los ácidos grasos volátiles (VFA) como los principales productos de fermentación (Welandar *et al.*, 1997). La fermentación de ácido se ve reforzada por un alto contenido de humedad o contenido de agua en los residuos sólidos. Esta fase temprana de la vida de un vertedero se llama la fase *acidogénica*, y conduce a la liberación de grandes cantidades de ácidos grasos volátiles (VFA), tanto como 95% del contenido de materia orgánica (Renou *et al.*, 2008). A medida que el relleno madura, se produce la fase *metanogénica*, en la cual se desarrollan microorganismos metanogénicos en los residuos, y los ácidos grasos volátiles (VFA) se convierten en gases (Metano-CH₄ y Dióxido de Carbono-CO₂). La fracción orgánica en el lixiviado se vuelve dominada por compuestos no biodegradables, tales como sustancias húmicas (Chian & DeWalle, 1976).

La complejidad de los lixiviados de rellenos sanitarios puede ser fácilmente categorizado sobre la base de cuatro grandes grupos de contaminantes: materia orgánica disuelta, componentes inorgánicos, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos. En general, la materia orgánica disuelta es el mayor de los grupos de contaminantes, la cual cubre una enorme gama de especies orgánicas como el metano, los ácidos grasos volátiles (VFA) y una gran cantidad de compuestos húmicos, los cuales en conjunto representan la degradación de los residuos orgánicos en los rellenos sanitarios (Kang *et al.*, 2002). Por otro lado, una parte importante de los lixiviados de rellenos sanitarios es aportada por los componentes inorgánicos como Calcio, Magnesio, Sodio, Potasio, Amonio, Hierro, Manganeso, Cloruro, Sulfatos y Bicarbonatos. Junto con los metales pesados (Arsénico, Cadmio, Cromo, Cobalto, Cobre, Plomo, Mercurio, Níquel y Zinc), los cuales son fácilmente solubles a concentraciones fijas durante los procesos de degradación.

En general, las características de los lixiviados pueden ser representadas por la demanda química de oxígeno (DQO), el carbono orgánico total (TOC), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la relación DBO/DQO, el pH, los sólidos en suspensión (SS), nitrógeno de amonio (NH₃-N), nitrógeno total (TN) y la turbidez o contenido de metales pesados. (Gotvajin *et al.*, 2009).

En Tabla 2-4 se presenta la composición de los lixiviados de diferentes rellenos sanitarios, la cual permite observar una amplia variación de los componentes de acuerdo con la edad de los rellenos sanitarios. Esta tabla resume los rangos de composición de los lixiviados. Los datos muestran que la edad del relleno sanitario y por lo tanto el grado de estabilización de residuos sólidos tiene un efecto significativo en las características del agua. La recopilación de la información fue realizada por (Renou *et al.*, 2008) e incluye datos de los rellenos sanitarios de diferentes lugares como Canadá, China, Hong Kong (China), Mainland (China), Grecia, Italia, Corea del Sur, Turquía, Alemania, Polonia, Taiwán, Brasil, Estonia, Finlandia, Francia, España y Malasia.

Los valores de DQO varían de 70900 mg/l a 100 mg/l. Con pocas excepciones, el pH de los lixiviados se encuentra en el rango de 5.8 a 8.5, lo cual se debe a la actividad biológica dentro de la masa de residuos. También es importante tener en cuenta que la mayoría de nitrógeno total es amoniaco, que puede variar de 0.2 a 13000 mg/l de nitrógeno. La relación de DBO/DQO varía desde 0.70 hasta 0.04, la cual disminuye rápidamente con el envejecimiento de los rellenos debido a la liberación de las grandes moléculas orgánicas de los residuos sólidos. En consecuencia, los lixiviados de vertederos maduros se caracterizan por su baja proporción de DBO/DQO y alta proporción de nitrógeno de amonio (Chian & DeWalle, 1976) citado por (Renou *et al.*, 2008).

Tabla 2-4: Rango máximo y mínimo de composición de los lixiviados de acuerdo a la edad del relleno sanitario. Modificada de Renou *et al.*, 2008.

	Joven		Intermedio		Antiguo	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
DQO	1870	70900	1180	9500	100	10000
DBO	90	26800	331	1436	3	800
DBO/DQO	0.05	0.7	0.07	0.33	0.01	0.37
pH	5.6	9.1	6.9	9	7	11.5
SS	950	3930	480	784	13	1600

	Joven		Intermedio		Antiguo	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Nitrógeno Total	75	13000	1100	1670	5	1680
Nitrógeno de Amonio	10	13000	743	5500	0.2	1590
Fe	-	2.7	1.28	76	4.1	26
Mn	-	0.04	0.028	16.4	0.13	15.5
Ba	-	-	0.006	0.164	0.15	0.15
Cu	-	-	0.12	0.78	0.005	0.08
Al	-	-	0.002	0.92	1	2
Si	-	-	3.72	10.48	-	5

Todos los valores excepto pH y DBO/DQO están en [mg/l]

Aunque la composición de los lixiviados puede variar ampliamente dentro de las etapas sucesivas de degradación de residuos sólidos (etapa aeróbica, hidrólisis y fermentación, etapa acidogénica y etapa metanogénica), se han definido tres tipos de lixiviados de acuerdo con la edad del relleno. En la Tabla 2-5 se presenta un resumen de la clasificación de lixiviados de acuerdo con cambios en composición y en la edad del relleno.

Tabla 2-5: Clasificación de los lixiviados de acuerdo a los cambios en su composición. Modificado de Chian & DeWalle, 1976 y Renou *et al.*, 2008

Classification of landfill leachate according to the composition changes.			
Tipo de lixiviado	Joven	Intermedio	Estabilizado
Edad [años]	<5	5–10	>10
pH	<6.5	6.5–7.5	>7.5
DQO [mg/l]	>10000	4000–10000	<4000
DBO	>10000	200–10000	50–200
DBO/DQO	0.5–1.0	0.1–0.5	<0.1
Componentes orgánicos	80% Ácidos grasos volátiles(VFA)	5–30% VFA+ Ácido húmico	Ácido húmico
Nitrógeno de Amonio [mg/l]	<400	N.A	>400
TOC/DQO	<0.3	0.3–0.5	>0.5
Metales pesados	Bajo a medio	Bajo	Bajo
Materia Orgánica	80 %	5–30 %	-
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo

En condiciones normales, los lixiviados migran a través de los poros dentro de la masa de residuos, en los rellenos modernos, estos son drenados al exterior de la masa de basura a través del sistema de drenaje y recolectado en el punto más bajo en un sumidero o tanque de almacenamiento. El potencial de formación de lixiviados en un relleno sanitario, puede ser evaluado por un balance hídrico que involucra las cantidades de agua que entran en el relleno, la cantidad de agua que se consume en las reacciones bioquímicas y la cantidad de agua que sale como vapor de agua (Bodzek, Hung, & Surmacz-Gorska, 2004).

2.1.5 Procesos de migración de los contaminantes en los medios geológicos

Según (Zhan *et al.*, 2014), los procesos de migración de los contaminantes dependen en su mayoría de las condiciones en las que se encuentre el lugar de disposición, ya que los contaminantes pueden viajar a través de medios porosos, medios fracturados, saturados y no saturados. Los contaminantes depositados en la superficie, atraviesan los diferentes horizontes del suelo no saturado y la zona no capilar, alcanzando la zona saturada. En la zona no saturada, cuyos poros están llenos de agua y aire, el flujo de agua depende en gran medida de la fuerza de gravedad, la forma de los poros y el desequilibrio electroquímico generado, siguiendo su recorrido hacia las capas inferiores de suelo. En la zona saturada, los poros están llenos de agua, el flujo es dependiente del gradiente hidráulico y los contaminantes pueden expandirse por grandes áreas, cubriendo largas distancias, después de periodos de tiempos variables. Se caracterizan así, contaminantes disueltos en agua subterránea con concentraciones variables, en el espacio y en el tiempo, dependiendo de las condiciones hidrogeológicas locales.

Robertson, 1982, citado por (Olivera & Brito, 1998) Describe los principales procesos físicos, químicos y biológicos que controlan la migración de los contaminantes.

- Procesos Físicos:
 - Flujo subterráneo: Las aguas subterráneas fluyen a través de los poros y las fracturas en suelos y rocas, transportando contaminantes disueltos o en solución.
 - Dispersión hidrodinámica: Las aguas subterráneas fluyen más rápidamente en algunos poros y fracturas que en otros, produciendo esto el mezclado de aguas contaminadas con aguas no contaminadas, lo que aumenta el área afectada por los contaminantes.
 - Separación gravimétrica: Los líquidos menos densos que el agua como la gasolina, tienden a flotar en las partes altas de los acuíferos, en cuanto a los más densos, tienden a ubicarse en las partes bajas de estos, lo que puede generar zonas de concentración en las partes altas o bajas de los acuíferos dependiendo de la densidad del contaminante.
 - Filtración: El suelo y las rocas pueden filtrar partículas en suspensión en las aguas subterráneas, lo que reduce la concentración de los contaminantes en suspensión.

- Procesos Químicos:
 - Adsorción e intercambio iónico: Algunos contaminantes disueltos tienden a adherirse a las superficies de los minerales, reduciendo la concentración y la velocidad de migración.
 - Reacción de óxido reducción: Alteraciones de la estructura molecular y propiedades iónicas de los contaminantes, pueden alterar la toxicidad, el comportamiento químico y la movilidad de los contaminantes.
 - Hidrólisis: Reacción con el agua, lo cual altera la naturaleza iónica y molecular de los contaminantes, reduciendo la concentración de los contaminantes.
 - Migración de elementos y compuestos químicos para alcanzar el equilibrio electroquímico del medio.

- Procesos Biológicos:
 - Transformación micro bioquímica: Las bacterias y otros microorganismos alteran o descomponen los contaminantes orgánicos y algunos inorgánicos a través de reacciones enzimáticas y de respiración, lo que puede crear nuevos productos tóxicos.
 - Además, se resalta la importancia de la acción de microorganismo ante el nuevo medio proporcionado por los lixiviados en la alteración de las propiedades químicas y estructurales del suelo.

Adicional a los procesos mencionados se deben tener en cuenta la influencia de las fluctuaciones de temperatura que impactan directamente en el volumen de líquido y la morfología superficial y sub superficial (Camapum de Carvalho *et al.*, 2015).

Estudios de campo realizados por (Varank *et al.*, 2011), comprobaron que los lixiviados de residuos sólidos pueden migrar en pequeñas concentraciones hasta aguas superficiales inclusive en rellenos sanitarios con protecciones de fondo.

Guiguer Junior, 1987, citado por (Olivera & Brito, 1998), constató la migración longitudinal de contaminantes por cerca de 200 m, recorridos en cinco años de instalación del relleno de Taubaté, (Sao Pablo, Brasil).

Estudios geofísicos realizados por (Reyes *et al.*, 2008) en el relleno sanitario Guadalupe Victoria en Mexicali, México, revelaron que el efecto de la contaminación producto de los lixiviados se extiende aproximadamente unos 80 m alrededor del relleno.

2.2 Antecedentes

En el campo de contaminación de suelos, algunos autores han realizado trabajos relacionados con el estudio del cambio en las propiedades geotécnicas del suelo generados por la entrada de lixiviados de residuos sólidos, sin embargo, la mayoría de estos trabajos se han realizado a escala de laboratorio, evaluando las variaciones en las propiedades luego de la exposición de los suelos al contacto con los lixiviados por periodos de tiempo controlados. Las investigaciones realizadas hasta el momento se han basado específicamente en cuantificar los cambios producidos en muestras de suelos remoldeadas contaminadas directamente en el laboratorio a diferentes niveles de concentración del lixiviado, ya sea utilizando lixiviados de rellenos sanitarios existentes o con lixiviados creados artificialmente a partir de mezclas químicas.

A continuación se presentan de manera cronológica algunos casos en los cuales se realizaron ensayos de laboratorio para determinar cambios en las propiedades geotécnicas de los suelos contaminados con lixiviados de residuos sólidos:

En 2007, Nayak *et al.*, determinaron el efecto de la contaminación con lixiviados en las propiedades hidráulicas y de compactación de un suelo laterítico. Para observar los cambios producidos en estas propiedades, se prepararon cinco muestras de suelo laterítico mezclando el suelo con lixiviados en la cantidad de 5%, 10% y 20% en peso para variar el grado de contaminación por un periodo de tiempo controlado de 48 horas. Los resultados indicaron una pequeña reducción en la densidad seca máxima y un aumento

de la conductividad hidráulica debido a la contaminación con lixiviados. El cambio inducido por la reacción química en la microestructura del suelo se estudió por microscopía electrónica de barrido antes y después de la contaminación del mismo. La estructura del suelo contaminado con lixiviado básicamente mostró que se forman agregaciones aumentando el espacio efectivo entre los poros, lo que condujo a un incremento en la conductividad hidráulica de las muestras. Se observó adicionalmente, un aumento del 50 % en la conductividad hidráulica para las muestras preparadas con 20% de lixiviados. Las características de compactación no cambiaron mucho con cantidades de hasta 10% de lixiviado. Para las muestras con 20% de lixiviados, la densidad máxima seca disminuyó indicando ligeramente el exceso de lixiviados en el suelo.

En 2008, Yaron *et al.*, se enfocaron en efectuar una revisión bibliográfica que incluyera resultados de investigaciones de suelos contaminados con diferentes compuestos de diferentes orígenes y que generaran cambios irreversibles en las propiedades tanto físicas como químicas y mecánicas de los suelos contaminados. Las investigaciones recopiladas se basaron en las modificaciones ocasionadas en las propiedades de los suelos con la presencia de los contaminantes y no en los mecanismos de transporte ni retención de los mismos dentro del suelo. Los cambios que se generan irreversiblemente se dan por ejemplo en la conductividad hidráulica de las arcillas por la presencia de contaminantes con altos contenidos de sodio, lo cual ocasiona una expansión en la estructura de las arcillas bentoníticas. Se destacan además, las variaciones en las propiedades físicas producidas por la presencia de contaminantes ricos en Plomo (Pb) y Zinc (Zn), el contenido en grandes concentraciones de estos elementos genera una disminución en los límites de Atterberg de las arcillas. De igual manera, la presencia de contaminantes ricos en Plomo (Pb) y Zinc (Zn) provoca un aumento en la tasa de consolidación de las muestras de arcilla a medida que aumenta la concentración de estos elementos.

En 2009 en la India, (Sunil *et al.*, 2009), observaron los cambios en los parámetros de resistencia, límites de consistencia y características químicas producidos por la incorporación de lixiviados sintéticos en suelos tropicales de la región. El estudio fue realizado contaminando suelos residuales con lixiviados producidos en laboratorio e incorporados al suelo en concentraciones del 0%, 5%, 10% y 20%. La investigación reveló que la incorporación de lixiviados sintéticos a los suelos residuales genera un aumento en los límites de consistencia (límite líquido e índice de plasticidad), este aumento es atribuido a que el lixiviado produce un cambio en la mineralogía del suelo, disminuyendo el tamaño de las partículas y aumentando el área superficial del suelo lo que conduce a una alta adsorción de agua que cambia los valores de los límites. Se observó además que los parámetros de resistencia sufren cambios significativos como el aumento aparente de la cohesión y la disminución del ángulo de fricción. Se observó adicionalmente, un aumento en los valores de pH y en la capacidad de intercambio catiónico.

En 2010, (Zuluaga *et al.*, 2010), observaron las variaciones en un suelo residual tropical del Batolito Antioqueño, producidos por la contaminación de éste con lixiviados de residuos sólidos a escala de laboratorio. En esta investigación se realizaron pruebas de caracterización física, química, mineralógica y mecánica a dos muestras del mismo suelo, una en estado natural y otra contaminada con lixiviados de residuos sólidos a escala de laboratorio. Los resultados mostraron que la exposición de suelos residuales tropicales al contacto con lixiviados, produce cambios importantes en las propiedades geotécnicas de los suelos expuestos como aumento en la succión, aumento en el tamaño de los poros, cambios en la estructura, arrastre de minerales, incremento en el índice de colapso y disminución en los parámetros de resistencia.

En 2010, (Francisca & Glatstein, 2010) presentaron un estudio en el que se evaluó la conductividad hidráulica de capas de suelos compactados al ser filtrados con tres líquidos diferentes: agua destilada, lixiviados de residuos sólidos y una solución de nutrientes. La conductividad hidráulica del suelo disminuyó significativamente con el tiempo cuando el líquido de infiltración contenía microorganismos (solución de nutrientes y lixiviados) comparado con las muestras filtradas con agua destilada. La disminución de la conductividad hidráulica en las muestras permeadas mediante lixiviados de residuos sólidos y la solución de nutrientes fue causada por la reducción de la porosidad efectiva debido a la obstrucción de los poros. Dicha obstrucción en la estructura de las muestras fue causada por la presencia de microorganismos en los líquidos de infiltración (lixiviados y solución de nutrientes), lo cual se evidenció mediante mediciones directas de la población microbiana en los líquidos de infiltración. Finalmente se concluye que la presencia de microorganismos en los líquidos permeantes reduce hasta en dos órdenes de magnitud la conductividad hidráulica a largo plazo.

En 2011, (Oztoprak & Pisirici, 2011), analizaron los cambios en la microestructura, permeabilidad, compresibilidad, y el comportamiento esfuerzo-deformación de las arcillas de Estambul expuestas al contacto con lixiviados de rellenos sanitarios. El estudio fue realizado contaminando de manera artificial arcillas de Estambul utilizadas como materiales de revestimiento y/o impermeabilización de rellenos sanitarios en Turquía. La contaminación de las muestras se efectuó de manera artificial a escala de laboratorio, exponiendo las muestras al contacto con lixiviados durante un periodo de entre 15 y 30 días. La investigación demostró que la presencia de lixiviados en la estructura de las arcillas, genera desintegraciones estructurales dentro de la mineralogía, lo que ocasiona una floculación en las partículas de los arcillominerales. Se observaron además desintegraciones de los minerales, transformaciones y cambios estructurales, los cuales produjeron un aumento en la permeabilidad de las arcillas. Por último, se identificó que los sólidos en suspensión de los lixiviados producen un taponamiento en los poros de las arcillas, generando un aumento en la compresibilidad de las mismas.

En 2012, (Quintero & Valencia, 2012) analizaron las variaciones de las propiedades geotécnicas por los lixiviados de residuos sólidos urbanos en un suelo tropical en el municipio de Rionegro, Antioquia, Colombia. La investigación se llevó a cabo realizando pruebas de laboratorio a dos muestras del mismo origen, una en estado natural y otra contaminada con lixiviados de residuos sólidos. La contaminación de la muestra se logró mediante la exposición del suelo al contacto directo con desechos orgánicos durante un periodo de 30 días. Entre los resultados más relevantes de la investigación se destacan cambios en la relación de vacíos de las muestras, generación de macroporos en la muestra contaminada, aumento en la capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), disminución en los parámetros de resistencia al corte y aumento en el índice de colapso

El mismo año en Nigeria, (Alhassan, 2012), se analizaron los efectos de los residuos sólidos urbanos en algunas propiedades geotécnicas de los suelos. Se tomaron muestras de suelo en tres apiques diferentes a 0.50 m, 1.0 m y 1.50 m de profundidad. Dos de los apiques fueron localizados alrededor del sitio de disposición de residuos sólidos, en ellos se tomaron muestras sin contaminar, mientras que el tercer apique, localizado directamente en el sitio de disposición de residuos sólidos, se tomaron muestras contaminadas. Fueron evaluadas algunas propiedades físicas y mecánicas básicas de las muestras recuperadas. Los resultados de la investigación demuestran que la presencia de residuos sólidos urbanos generan cambios importantes en las propiedades físicas y

mecánicas de las muestras como una reducción en el valor de la gravedad específica, un aumento el contenido de humedad natural, un aumento el contenido de partículas finas, una disminución en la densidad seca máxima con mayor contenido de humedad óptimo, una disminución en la cohesión y el ángulo de fricción interna y aumentos en el coeficiente de permeabilidad, el coeficiente de consolidación y el coeficiente de compresibilidad volumétrico del suelo. Se destaca en la investigación, que los efectos de la presencia de residuos sólidos disminuyen a medida que aumenta la profundidad de las muestras. Cabe resaltar que en esta investigación no se evaluaron todas las propiedades físicas y mecánicas de las muestras, únicamente se realizaron ensayos de gravedad específica, contenido de humedad natural, tamaño de partículas (granulometría por tamizado), límites de consistencia, compactación, permeabilidad, consolidación y parámetros de resistencia mediante triaxial, no se tuvieron en cuenta las propiedades químicas, estructurales, hidromecánicas y de succión de las muestras.

En 2013 se realizó en Malasia un trabajo similar al propuesto por Sunil *et al.*, 2009, en el que se presentan los efectos de los lixiviados de residuos sólidos en las propiedades físicas y mecánicas de suelos tropicales. En la investigación desarrollada por (Harun *et al.*, 2013) se prepararon muestras de suelo mezcladas con lixiviado a diferentes grados de concentración entre 0% y 20%. Dentro de los principales hallazgos de la investigación, se destaca una disminución de los valores del límite líquido y plástico con el aumento en el contenido de lixiviados. Las pruebas de compactación presentaron una disminución en la densidad seca de los materiales y un aumento de la humedad óptima a medida que aumenta la proporción de lixiviado en las muestras, al igual que se presenta una disminución de la resistencia al corte de los materiales con el aumento de la proporción de lixiviado. Los resultados sugieren que la contaminación por lixiviados es capaz de modificar algunas propiedades geotécnicas de los suelos residuales estudiados.

En 2013, (Li *et al.*, 2013) observaron los cambios en las propiedades de permeabilidad, resistencia al corte, deformabilidad y mineralogía de arcillas compactadas, producidos por la incorporación de lixiviados en muestras de suelo. El estudio fue realizado contaminando arcillas con lixiviados incorporados al suelo en concentraciones del 0%, 50% y 100%. Los resultados mostraron que la conductividad hidráulica de la arcilla compactada disminuyó debido a la reducción de la porosidad efectiva resultante de la infiltración de lixiviados. Dicha disminución se dio con el aumento de la concentración de lixiviados y el tiempo de penetración. El incremento de la concentración de lixiviados condujo respectivamente a una disminución de la cohesión (c) y un aumento en el ángulo de fricción interna (ϕ) de arcilla compactada y contaminada con lixiviados. El contenido de cuarzo y minerales de arcilla disminuyó, mientras el contenido de Albita aumentó. La compresibilidad de la arcilla compactada aumenta con la contaminación. Asimismo, se generó un aumento en la deformabilidad de las muestras con el incremento en la concentración de lixiviado.

En 2014, (Zhan *et al.*, 2014) investigaron la migración de contaminantes de los lixiviados de residuos sólidos a través de las capas subyacentes a un relleno sanitario en el Este de China. Para evaluar la migración de los contaminantes a través del sub suelo, se realizaron siete (7) perforaciones exploratorias recuperando muestras cada metro hasta una profundidad de 9 m por debajo de la cota inicial de disposición de residuos. Las muestras de suelo recuperadas se analizaron para determinar las concentraciones de cloruro, sodio y DQO en el agua de los poros de las muestras. También se determinó el contenido de nitrógeno total y el contenido en materia orgánica de las muestras de suelo. Se logró identificar cloruro derivado de lixiviados en el suelo arcilloso a una profundidad máxima de

9 m. Se detectó sodio y DQO a profundidades entre 3 y 4 m debido a la atenuación de solutos por los minerales de arcilla y materia orgánica del suelo a poca profundidad.

Es de destacarse que las investigaciones presentadas corresponden a estudios en los que se evaluaron algunas propiedades geotécnicas de suelos remodelados o contaminados a escala de laboratorio con lixiviados ya sea de rellenos sanitarios o creados a partir de mezclas químicas. Por lo tanto la investigación actual cumple un papel muy importante en el aporte a la ciencia desde el punto de vista geotécnico, ya que se presentan los cambios en las propiedades geotécnicas de un suelo residual generados por la contaminación con lixiviados directamente en el lugar de disposición de los residuos y expuesto a estos durante 15 años.

3 Descripción de la zona de estudio

A continuación se presenta una descripción detallada de la zona de estudio lo cual ofrecerá un panorama más amplio de las principales características del sector.

3.1 Localización de la zona de estudio

El sitio en estudio está localizado en la subregión *Oriente* del departamento de Antioquia, en la zona rural del municipio de El Santuario, específicamente en la vereda El Señor Caído, a 1.5 km al Occidente de la zona urbana del municipio, en los alrededores del relleno sanitario municipal a una distancia aproximada de 50 km de la ciudad de Medellín por la Ruta Nacional 60 (Autopista Medellín – Bogotá) (Figura 3-1).

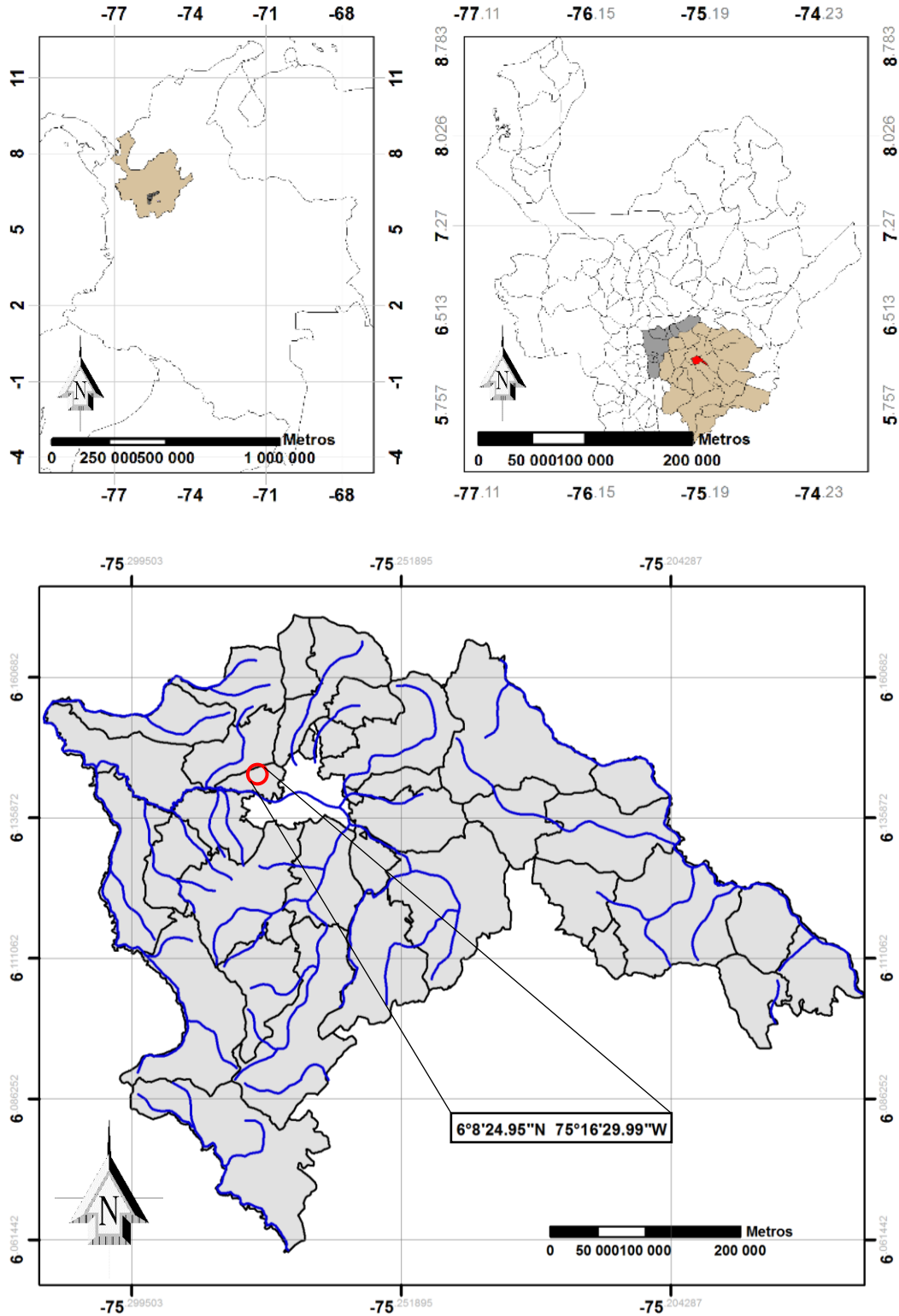


Figura 3-1: Ubicación de la zona de estudio. Elaboración propia.

La zona de estudio está georreferenciada de acuerdo al sistema de coordenadas geográficas mundial, WGS 84 en las coordenadas 6°8'25.31" Latitud Norte y 75°16'30.30" Longitud Oeste (Figura 3-2).

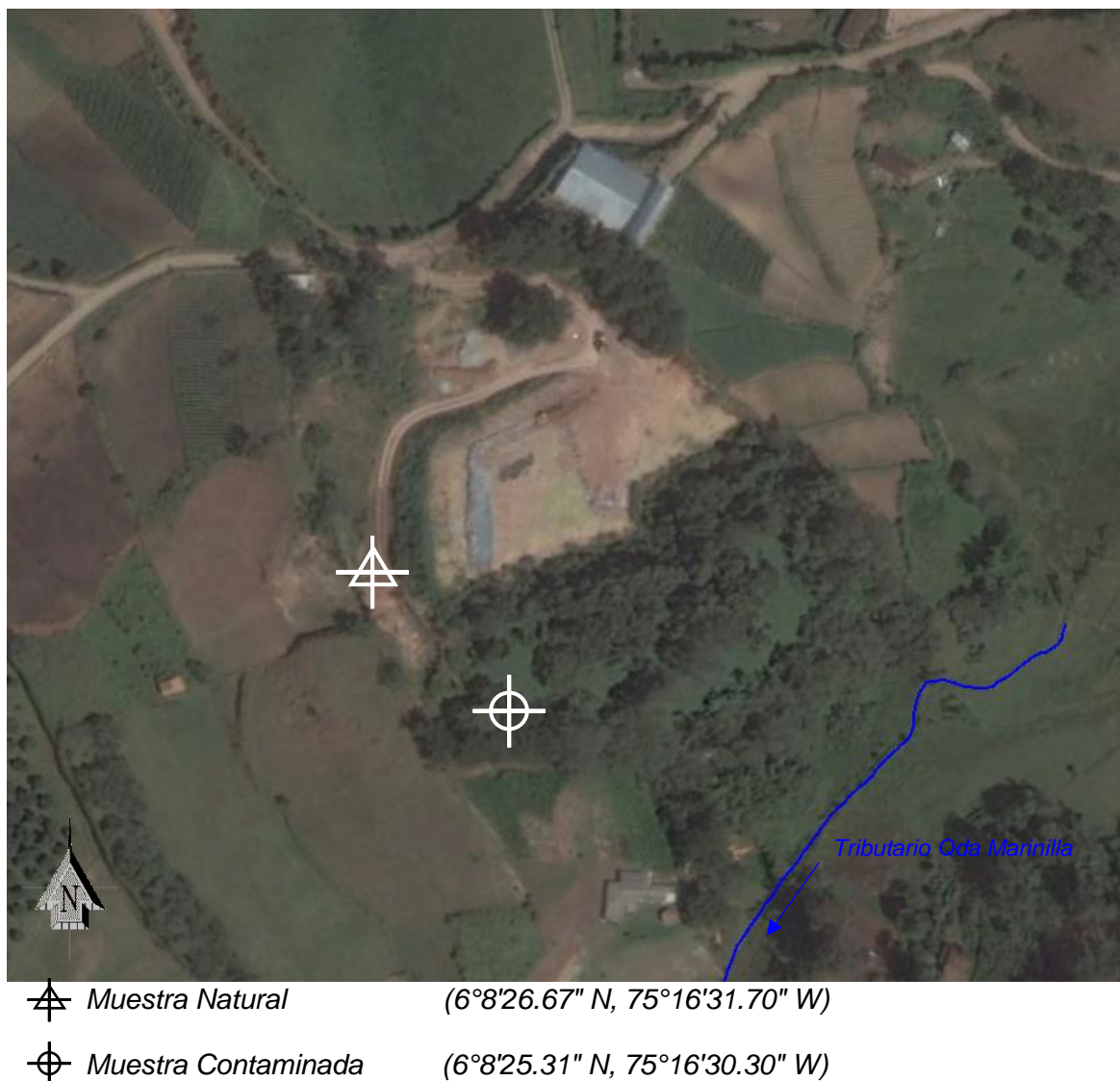


Figura 3-2: Vista aérea de la zona en estudio. Modificado de Google Earth 2016.

3.2 Generalidades de la zona de estudio

El municipio de El Santuario está localizado sobre la cordillera central, en el centro-oriente del departamento de Antioquia, en la región occidental de Colombia, específicamente a 50 km de Medellín. Hace parte de la subregión del Altiplano del *Oriente Antioqueño* que está integrada por los Municipios de El Retiro, La Ceja, La Unión, El Carmen de Viboral, El Santuario, Marinilla, Guarne, San Vicente y Concepción. Presenta una altitud media de 2150 msnm en la cabecera municipal, con una altura máxima de 2500 msnm y mínima de 2120 msnm (PBOT El Santuario, 2000).

El Santuario comparte límites con los siguientes municipios: al Norte con El Peñol, por el Sur con El Carmen de Viboral, por el Oriente con los municipios de Granada y Cocorná, por el Occidente con Marinilla. Tiene una extensión de 74 km² y una población proyectada de 31722 habitantes (CORNARE, 2006).

El promedio de precipitación anual para el municipio de El Santuario es de 2795 mm, con variaciones entre 2000 y 3000 mm (EE.PP. El Santuario, 2015a). El régimen de precipitación es bimodal, con dos períodos mayores de lluvias en marzo – mayo y septiembre – noviembre, intercalados con dos estaciones menos húmedas. El municipio presenta una temperatura promedio variando entre 12°C y 18°C (CORNARE, 2006).

El municipio de El Santuario presenta un paisaje irregular de colinas, vertientes medias y valles, asociado con las rocas ígneas del Batolito Antioqueño, complementado por la presencia de vertientes más largas y abruptas que rompen el modelado de colinas sobre las partes altas del municipio, mientras que sobre la zona baja del municipio (zona urbana), se distingue un paisaje propio de planicies aluviales. En el municipio se presentan las siguientes unidades geomorfológicas: unidad de colinas redondeadas y vertientes cortas, unidad de vertientes abruptas y escarpes y unidad de planicies aluviales (CORNARE, 2006).

3.3 Relleno Sanitario del municipio de El Santuario

El relleno sanitario del municipio de El Santuario se localiza en la vereda El Señor Caído del mismo municipio y está bajo la administración de la empresa de servicios públicos EE.PP. El Santuario E.S.P.

El relleno sanitario cuenta con autorización ambiental para su operación por parte de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE) bajo la Resolución 112-5254 del 9 de noviembre de 1999. La vida útil de relleno está proyectada hasta el año 2032.

3.3.1 Producción y caracterización de los residuos sólidos

El municipio de El Santuario reúne las condiciones de recolección selectiva, la cual se basa en las siguientes consideraciones:

- Los residuos sólidos recolectados deberán estar separados desde la fuente de generación.
- Los residuos se clasificarán en tres tipos de residuos: orgánicos, inorgánicos e inservibles, de acuerdo con lo establecido por la empresa de servicios públicos.

En el año 2015, el municipio de El santuario generó 6656 ton/año de residuos sólidos, de los cuales 4888.41 ton/año se dispusieron en el relleno sanitario, 742.8 ton/año son orgánicos aprovechados y 1025 ton/año son reciclados (EE.PP. El Santuario, 2015b).

Tabla 3-1: Cantidad de residuos generados y depositados en el relleno sanitario por mes en el año 2015. (EE.PP. El Santuario, 2015b).

Mes	Residuos generados por mes en el área urbana	Residuos depositados en Relleno Sanitario	Porcentaje de residuos depositados [%]
Enero	566.48	420.98	74.32
Febrero	521.48	378.48	72.58
Marzo	539.41	396.41	73.49
Abril	505.69	365.39	72.26
Mayo	502.43	357.93	71.24
Junio	561.98	420.48	74.82
Julio	574.97	424.47	73.82
Agosto	549.93	401.48	73.01
Septiembre	576.93	426.43	73.91
Octubre	590.25	437.25	74.08
Noviembre	544.87	395.37	72.56
Diciembre	613.74	455.74	74.26

3.3.2 Lixiviados del Relleno sanitario El Santuario

El Relleno Sanitario del municipio de El Santuario es operado siguiendo el método de rampas, debido a las condiciones topográficas del terreno, en el relleno sanitario se encuentran los canales de recolección de lixiviados que llevan estos líquidos hacia la parte inferior del lote hasta un sistema de tratamiento de aguas residuales, compuesto por un tanque séptico FAFA (Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente) y seis tanques percoladores de filtración. El sistema de tratamiento se encuentra aprobado mediante resolución 131-0287 del 12 de septiembre de 2012 de CORNARE por la cual se otorga un permiso de vertimientos para los lixiviados y las aguas domésticas generadas en el relleno sanitario (EE.PP. El Santuario, 2015a).

El sistema incorpora procesos físicos y biológicos, los cuales tratan y remueven los contaminantes físicos y químicos presentes en los lixiviados del relleno sanitario. Los lixiviados tratados se vierten en el costado Sur-Este del relleno sobre un afluyente de la Quebrada La Marinilla.

A continuación se presentan los resultados de la última caracterización realizada a los lixiviados antes y después de su tratamiento, suministrada por CORNARE el 17 de febrero de 2016:

Tabla 3-2: Caracterización de los lixiviados antes y después del tratamiento. Datos suministrados por CORNARE.

PARÁMETRO	LIXIVIADO SIN TRATAMIENTO [mg/l]	LIXIVIADO TRATADO [mg/l]	VALOR LÍMITE MÁXIMO PERMITIDO *
DBO	352	264	800
DQO	823	632	2000
Grasas y Aceites	108	89	50
SST	304	184	400
Plomo	0.05	0.05	0.20
Cadmio	0.003	0.003	0.05
Cobre	0.02	0.02	1.00
Níquel	0.02	0.02	0.50

Dónde:

DBO: Demanda bioquímica de oxígeno

DQO: Demanda química de oxígeno

SST: Sólidos totales en suspensión

* Datos tomados de la Resolución 0631 de 17 de marzo de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, en el cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas de las actividades de servicios públicos a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público.

3.4 Marco geológico de la zona de estudio

3.4.1 Geología general

El sitio en estudio está ubicado en el área conocida como el Oriente Antioqueño, al Oeste del área urbana del municipio de El Santuario. Geológicamente en este sector predomina la unidad ígnea plutónica denominada Batolito Antioqueño de edad Cretácica y compuesto principalmente por tonalitas y granodioritas. Esta unidad presenta contactos intrusivos con el basamento metamórfico Triásico de la Cordillera Central, representado en el Complejo El Retiro, al cual pertenecen las rocas del Néis de la Ceja. La intrusión de las rocas plutónicas del Batolito ha creado una aureola de contacto con desarrollo de cornubianitas (Rodríguez, *et al*, 2005).

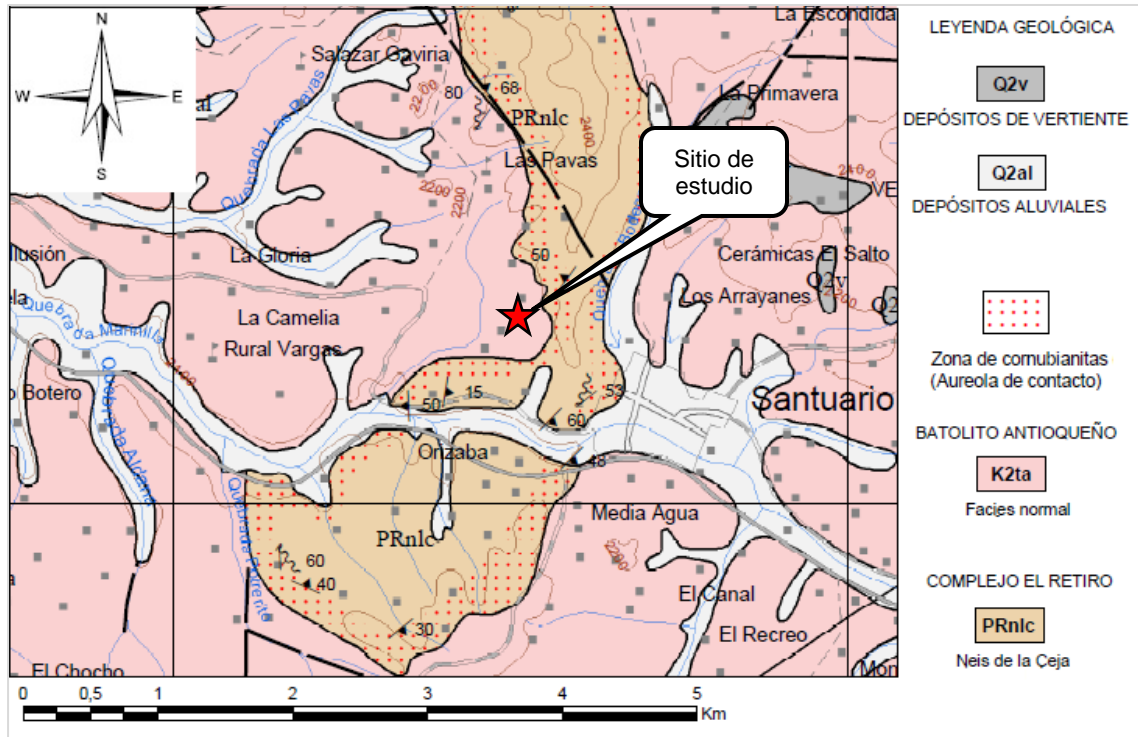


Figura 3-3: Marco geológico regional del sitio en estudio. Tomado y modificado de (Rodríguez *et al.*, 2005)

El Batolito Antioqueño cubre un área de aproximadamente 7.000 km² y sus cuerpos satélites 300 km², en el centro y parte oriental del Departamento; se caracteriza por su homogeneidad composicional, pues se compone de un 92 % de tonalitas y granodioritas (rocas que constituyen las facies denominadas normal) que dependiendo del lugar cambian un poco su composición, estos cambios se dan en tanto en dirección Norte-Sur como Este-Oeste. Las rocas de la facies normal son macizas, de grano medio a grueso, hipidiomórficas, equigranulares de color moteado y están compuestas por cuarzo, feldespato, hornblenda, biotita y minerales accesorios (Rodríguez *et al.*, 2005).

Es un cuerpo intrusivo en todas las rocas que lo encajan, produciendo efectos térmicos en las sedimentitas y en las rocas metamórficas de bajo grado, formando una aureola de contacto.

Las edades K – Ar en biotita (Maya, 1992) da valores mínimos, en su mayoría concordantes, entre 68±2 y 80±3 M.a. que corresponderían al lapso entre el Santoniano y el Maastrichtiano.

Composición mineralógica y química del Batolito Antioqueño. En el sector del municipio de El Santuario se presenta un predominio de tonalitas, las cuales contienen una proporción mayor del mineral plagioclasa en promedio del 45 %, seguido por el cuarzo con un 28 % y la hornblenda con un 9 %. En menor cantidad están el feldespato con 2 % y como mineral secundario se tiene la biotita con 10 % (ver Figura 3-4).

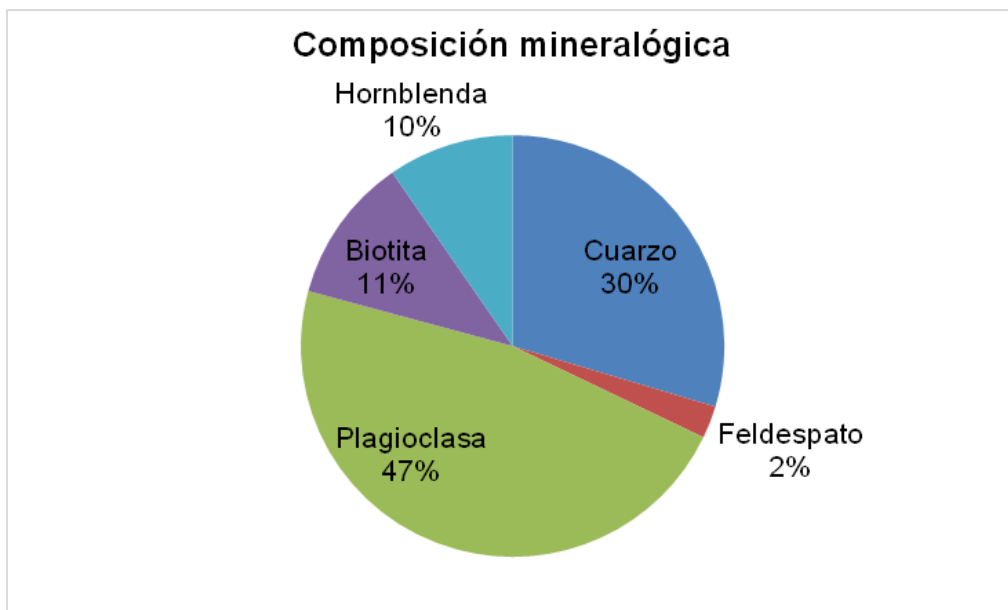


Figura 3-4: Composición mineralógica de las tonalitas. Datos tomados de (Rodríguez, *et al.*, 2005).

De acuerdo con los resultados obtenidos en investigaciones anteriores (Álvarez, 1983, Ordoñez, 1997, Feininger & Botero, 1982 en Rodríguez, *et al.*, 2005), la proporción de los óxidos mayores de las muestras analizadas, refleja que el SiO_2 y Al_2O_3 son los minerales más abundantes, considerando que la roca se compone principalmente de aluminosilicatos (Figura 3-5).

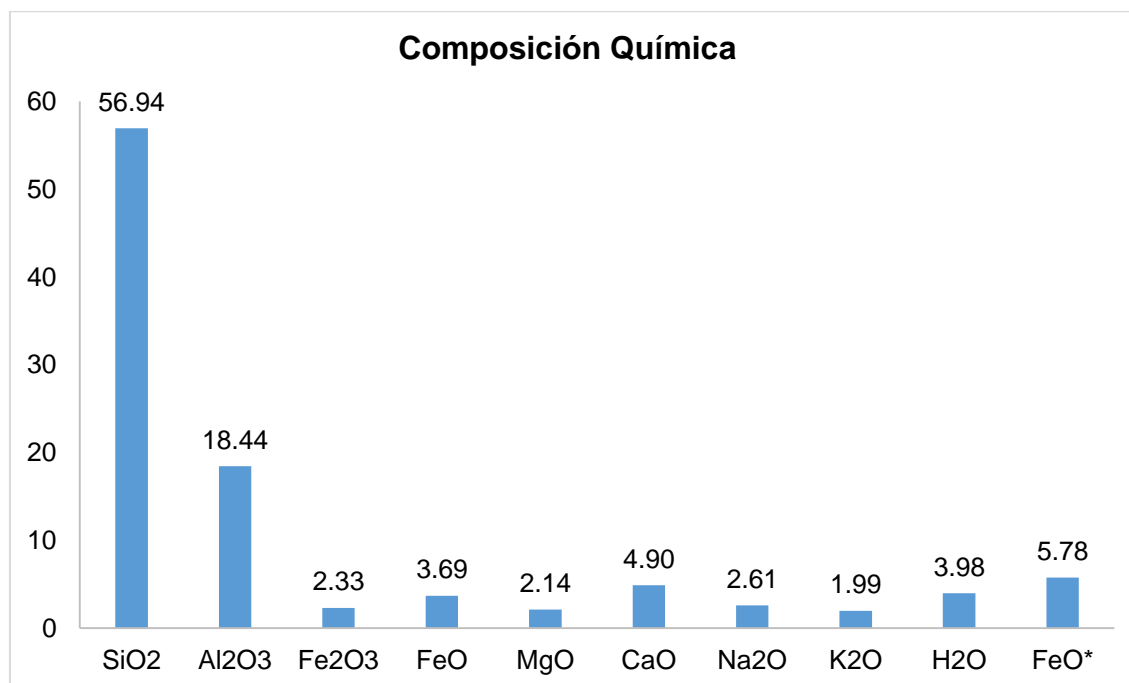


Figura 3-5: Composición química del Batolito Antioqueño. Tomado y modificado de (Rodríguez, *et al.*, 2005).

Perfil de meteorización. En el área del oriente Antioqueño, esta unidad ha desarrollado un perfil de meteorización espeso, variable entre 10 m y 50 m, por lo cual es poco común encontrar afloramientos de la roca fresca. El desarrollo de este perfil se ha dado por diversos factores físicos como el fracturamiento, diaclasamiento y zonas de cizalladura del macizo y externos como los agentes atmosféricos y vegetación.

El perfil de meteorización que cubre gran parte de los afloramientos del Batolito Antioqueño, está constituido por feldespatos caolinizados, láminas finas de biotita y ocasionalmente de moscovita, algunos cristales de hornblenda y granos de cuarzo sacaroidal de color blanco a gris. A pesar del avanzado estado de meteorización, el saprolito conserva en gran parte, la estructura ígnea fanerítica granular de la roca original, con un color moteado blanco a crema de cuarzo – feldespato y rojizo en diferentes zonas (Rodríguez, *et al.*, 2005). En general, el perfil de meteorización del Batolito ha desarrollado todos los horizontes, los cuales a su vez están cubierto por al menos un horizonte de ceniza volcánica, común en toda la extensión del oriente antioqueño. A continuación se presenta un perfil de meteorización generalizado del Batolito Antioqueño (Deere & Patton, 1971):

- **Horizonte orgánico.** Suelo limo arcilloso rico en materia orgánica, de color negro, con abundantes raíces.
- **Ceniza volcánica.** Tienen una extensa distribución areal en gran parte del altiplano del Oriente Antioqueño en los municipio de Guarne, El Retiro, Rionegro, Marinilla, El Santuario, San Vicente y El Carmen de Viboral. Cubre los perfiles de meteorización de las rocas ígneas y metamórficas, e incluso algunos depósitos aluviales y de vertiente.

Las capas de cenizas volcánicas son un factor importante en el medio físico, por el papel que juega en la formación de suelos y por la acción que ejerce en el ciclo hidrológico contribuyendo a disminuir la escorrentía y permitiendo la infiltración en el subsuelo en largos periodos de tiempo, debido a la alta capacidad de retención de agua. Además la presencia de cenizas volcánicas proporciona un ambiente húmedo favoreciendo el régimen de humedad edáfico, por otro lado, debe considerarse las cenizas volcánicas como un medio de almacenamiento y purificador de aguas, al infiltrarse a través de éstas.

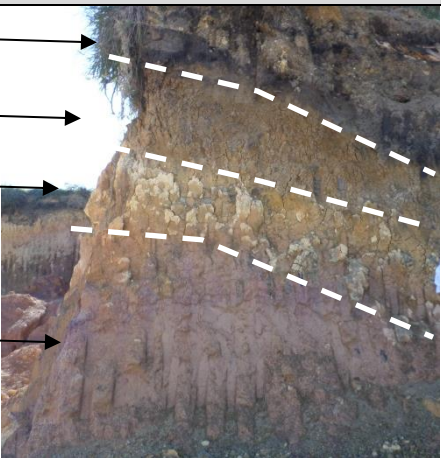


La edad considerada para estas cenizas es de 38000 a 18000 años y se plantea que las cenizas volcánicas en el área representan el registro de una actividad explosiva los últimos 350000 años en el Macizo Volcánico Ruiz-Tolima (Rodríguez, *et al.*, 2005).


- **Horizonte IB.** Material finogranular con presencia de fragmentos de cuarzo de tamaño arena, posee un color amarillo ocre. No conserva la estructura granular de la roca parental.
- **Horizonte IC (saprolito).** Presenta un tamaño de grano limoso a areno limoso, rico en micas de color rojo, a medida que se profundiza presenta textura más moteada de ocre y blanco. Preserva la estructura granular de la roca parental, y a este nivel se reconocen los feldespatos caolinizados de color blanco, la biotita está parcialmente meteorizada, el cuarzo se encuentra como granos inalterados traslúcidos.

Las muestras recuperadas para el desarrollo de esta investigación corresponden al Horizonte IC descrito anteriormente.

- **Horizonte IC-IIA.** Es la transición suelo-roca, en donde se presentan bloques relictos con baja meteorización rodeados por una matriz de suelo saprolítico.
- **Horizonte IIB.** La roca fresca es de grano medio a grueso, hipidiomórficas, equigranulares de color moteado, compuestas por cuarzo, feldespato, hornblenda, biotita y minerales accesorios

Tabla 3-3: Perfil de meteorización típico del Batolito Antioqueño (Elaboración Propia).

Horizonte (espesor)	Fotografía
Horizonte orgánico (0.00-0.50 m)	
Ceniza volcánica (1.00-2.00 m)	
Horizonte IB (1.00-2.00 m)	
Horizonte IC	
Horizonte IC-IIA	
Horizonte IIA	

Horizonte (espesor)	Fotografía
Horizonte IIIB	

3.4.2 Geología estructural

El Batolito Antioqueño en el sector oriental del departamento de Antioquia está afectado por varios sistemas de falla. Al occidente se presentan las Fallas La Acuarela y La Honda, con dirección N-S aproximadamente; mientras que al oriente se encuentran fallas con dirección N60°W. Ambos sistemas afectan tanto al batolito como a las rocas encajantes (ver Figura 3-6).

Lo anterior se traduce en el desarrollo dentro del macizo rocoso, de zonas locales de cizalladura, de varias familias de diaclasas e intenso fracturamiento de la roca. Estas estructuras muchas veces se conservan en el horizonte IC (saprolito) del perfil de meteorización (Rodríguez *et al.*, 2005).

3.4.3 Geomorfología

Geomorfológicamente el sitio en estudio está ubicado al Norte de la Cordillera Central, la cual durante el Neógeno ha estado levantándose como bloques (Page & James, 1981); en (Londoño, 1998) quedando expuesta a los agentes meteorizantes y modeladores del paisaje, generando durante el proceso superficies escalonadas conocidas como superficies de erosión, separados por escarpes regionales y disectados por profundos cañones, como el del Valle de Aburrá.

Específicamente el sitio de estudio se encuentra sobre la Superficie de Erosión Rionegro (Rendón *et al.*, 2011), el cual ocupa la parte central de la Cordillera Central y es el más extenso; abarcando desde El Retiro y El Carmen de Viboral en el Sur, hasta Yarumal en el Norte. Ver Figura 3-6. Esta superficie se caracteriza por presentar geformas típicas de ambientes tropicales tales como los peñoles de Guatapé y Entrerrios y cadenas de montículos aislados de poca longitud como los ubicados al Nordeste de Guarne, al Norte de Don Matías y al Este de San Pedro de los Milagros, localizados tanto sobre el Batolito como en las rocas que lo encajan. El cañón del Río Medellín divide esta superficie en dos segmentos denominados Altiplano de Santa Rosa (2750 – 2800 msnm) y Altiplano de Rionegro (2200 msnm) (Londoño, 1998).

Dentro de esta superficie de erosión, las rocas del Batolito Antioqueño y los procesos de meteorización y erosión que sobre ellas han actuado generan geformas de semicolinas redondeadas de poca altura, donde los agentes de transporte del material, modelan el

paisaje y contribuyen a formar vertientes cortas en valles estrechos, con drenaje dendrítico como respuesta a los procesos de escorrentía. Esto permite encontrar el material saprolítico profundo expuesto en superficie que luego es fácilmente movilizado por procesos erosivos (Rodríguez *et al.*, 2005).

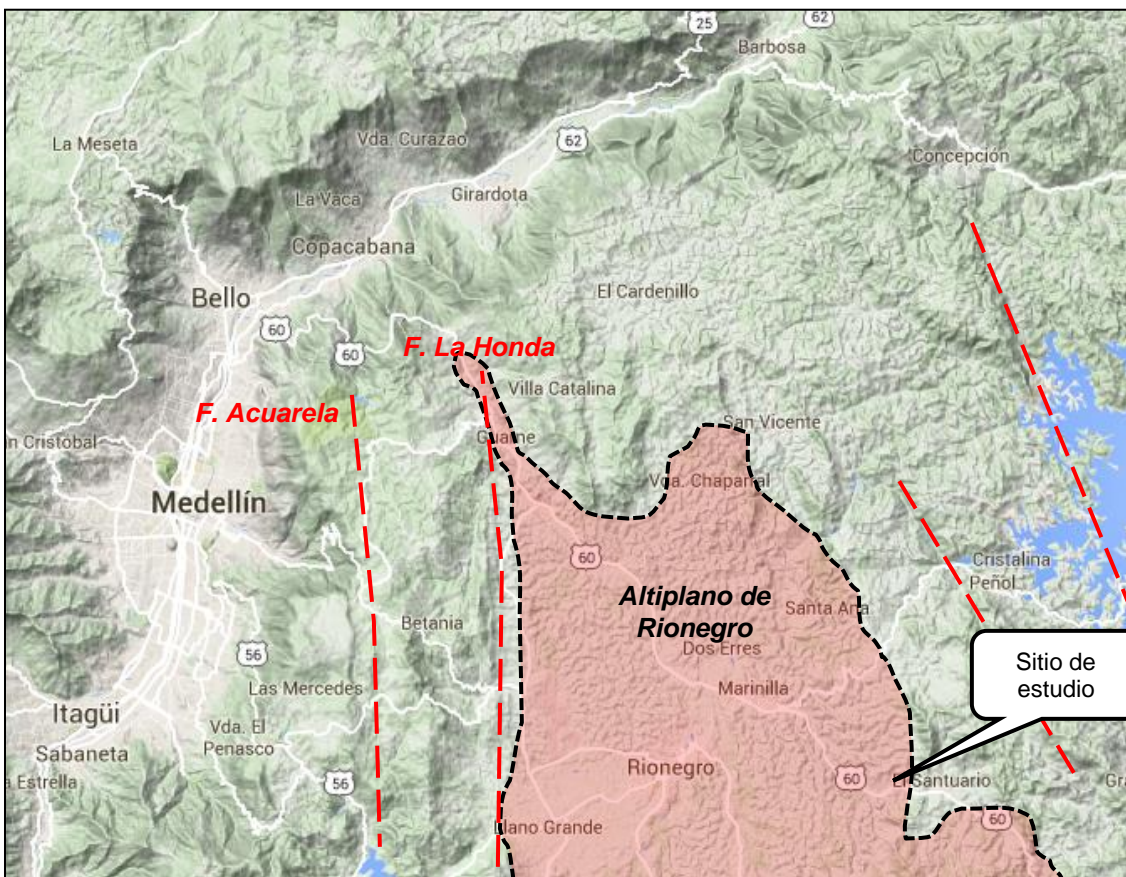


Figura 3-6: Contexto geomorfológico del sitio en estudio. Principales fallas encontradas en el oriente antioqueño. Tomada de Google Maps 2016.

En el sitio de estudio predomina un relieve colinado, con topes alargados, en sentido E-W aproximadamente, conformados por el perfil de meteorización del Batolito Antioqueño y exhibiendo un relieve relativo alrededor de 30.00 m, dando cuenta de los procesos de incisión de las quebradas y afluentes de la zona. Ver Figura 3-7.

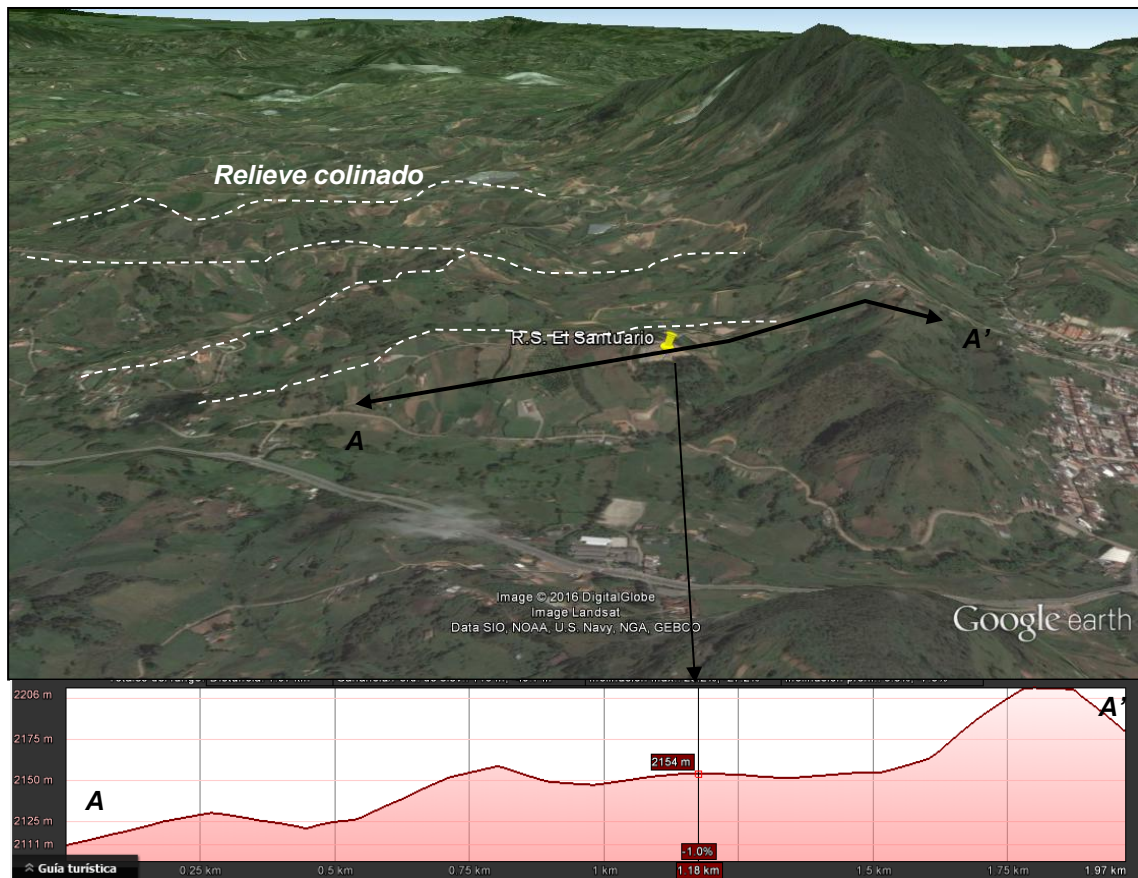


Figura 3-7: Contexto geomorfológico local del R.S. El Santuario. Modificado de Google Earth 2016

4 Metodología

En el presente capítulo se describen el conjunto de actividades que se desarrollaron con el fin de lograr los objetivos de este trabajo de investigación.

4.1 Exploración de campo (Recolección de muestras)

En esta etapa se recolectaron varias muestras alteradas e inalteradas en el lugar de trabajo con el fin de realizar una completa caracterización de los materiales (caracterización química, física, mineralógica y mecánica las muestras de suelo), tanto en estado natural como contaminada. Entiéndase por muestras inalteradas, aquellas muestras que no han sido remoldeadas y que conservan su estructura tal y como se encuentran en campo, y muestras alteradas, son aquellas que fueron remoldeadas al momento de la recuperación.

La recuperación de las muestras inalteradas se realizó siguiendo los lineamientos de la norma ASTM D7015-13 “Standard Practices for Obtaining Intact Block (Cubical and Cylindrical) Samples of Soils”.

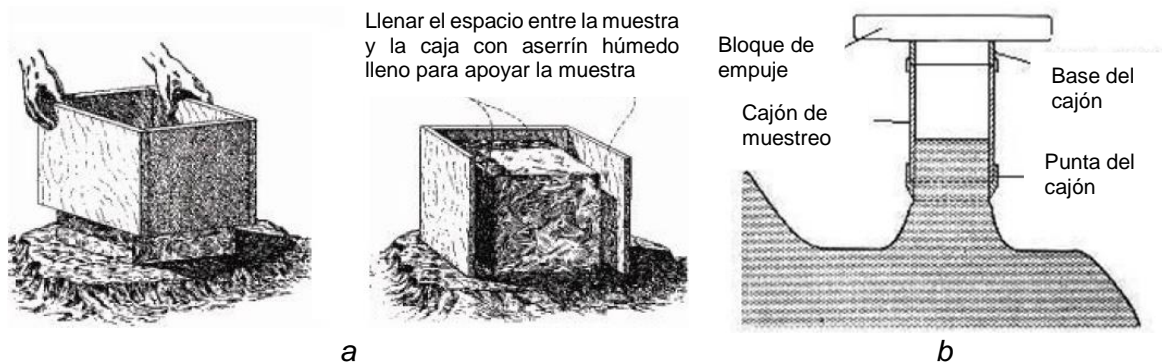


Figura 4-1: Procedimiento para recuperación de muestras inalteradas en recipiente cúbico (a) y en recipiente cilíndrico (b). (ASTM D7015-13, 2013).

Se recuperaron dos muestras inalteradas en recipientes cuadrados, “muestra de cajón”, una muestra en estado natural, es decir, sin contaminación por el efecto de lixiviados y otra muestra contaminada por el efecto de los lixiviados (Fotografía 4-1 y Fotografía 4-2).



Fotografía 4-1: Secuencia de extracción de la muestra natural inalterada.



Fotografía 4-2: Secuencia de extracción de la muestra contaminada inalterada.

En la Fotografía 4-2 se puede observar como de las paredes de la excavación emanan los lixiviados del relleno sanitario.

También se recuperaron muestras alteradas tomadas en bolsa, sobre las cuales se realizaron los ensayos de caracterización física y propiedades índice.

La campaña de exploración de campo adicionalmente, incluyó la recolección de muestras alteradas en varios puntos circundantes al relleno sanitario con el objetivo de garantizar una homogeneidad en las propiedades físicas de los materiales del sector. Estas muestras serán llamadas a partir de este momento muestras de control.

Las muestras de control corresponden al mismo horizonte del perfil de meteorización que las muestras inalteradas, descrito como horizonte IB-IC del perfil de meteorización del macizo rocoso predominante en la zona. Los sitios de muestreo fueron tomados de manera aleatoria y las muestras recuperadas fueron caracterizadas según sus propiedades físicas.

4.1.1 Localización de los sitios de muestreo

Como se mencionó anteriormente, los sitios de muestreo están localizados en los alrededores del relleno sanitario del municipio de El Santuario, a continuación se presenta una ubicación más detallada de los puntos donde se tomaron las muestras.

La muestra natural fue tomada en un talud adyacente a la zona de disposición de residuos sólidos dónde se extrae material para cubrir los residuos recién depositados en el relleno. Es un talud de poca altura en el que se puede apreciar la continuidad del perfil de meteorización (Fotografía 4-3).



Fotografía 4-3: Zona de recuperación de la muestra natural inalterada.

La muestra contaminada fue tomada en la parte baja del sitio de disposición de los residuos sólidos en el sector Sur del relleno, específicamente en el sitio de descarga de las cunetas de aguas lluvia a la parte exterior del relleno. Las cunetas de aguas lluvias son de sección trapezoidal y descargan las aguas en cunetas naturales (sin recubrimiento) localizadas en el cerramiento del lote (Fotografía 4-4a). Estas están diferenciadas de las cunetas de los lixiviados de sección triangular (Fotografía 4-4b) a lo largo de su trazado dentro del relleno, sin embargo, existe un punto de confluencia entre ambos tipos cunetas en el sector Sur-Occidental del relleno, en el que se genera un paso de lixiviado desde las cunetas triangulares (lixiviados) hacia las cunetas trapezoidales (aguas lluvias) (Fotografía 4-5). Este fenómeno de paso de lixiviados entre cunetas se da principalmente en las épocas de lluvias, donde existe un mayor caudal de lixiviado y las cunetas triangulares superan su capacidad hidráulica, generando un reboce de lixiviados que es captado por las cunetas de aguas lluvias.



Fotografía 4-4: Tipos de cunetas dentro del relleno sanitario. a) Cuneta de aguas lluvias. b) cuneta de lixiviados



Fotografía 4-5: Zona de paso de lixiviados a cunetas de aguas lluvias

La zona de recolección de la muestra contaminada ha estado en contacto con el lixiviado durante un largo periodo de tiempo, lo que nos garantiza que el sub-suelo de este sitio está bajo la influencia del líquido lixiviado (Fotografía 4-6).



Fotografía 4-6: Zona de recuperación de la muestras contaminada inalterada.

Finalmente, las muestras de control fueron recolectadas en varios taludes adyacentes a la zona de disposición de residuos. El criterio para la selección de los puntos de muestreo de los materiales de control era que el suelo fuera igual en la tonalidad y características visuales y de textura de las muestras inalteradas (Fotografía 4-7).



Fotografía 4-7: Taludes de recolección de las muestras de control.

En total se recolectaron cuatro muestras de control las cuales se clasificaron de acuerdo a los procedimientos descritos en ASTM D2487-11, 2006.

4.2 Investigación de laboratorio

Luego de la extracción de las muestras, éstas fueron transportadas al laboratorio de Geotecnia y Pavimentos de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, donde se prepararon y ejecutaron la mayoría de los ensayos para la caracterización geotécnica.

A continuación se presenta una descripción de los ensayos realizados sobre las dos muestras inalteradas recuperadas (natural y contaminada).

4.2.1 Caracterización física

Los ensayos de caracterización física fueron realizados para la obtención de las propiedades índice de los materiales, la clasificación de las muestras recuperadas y otras propiedades de interés. Estos ensayos pueden ser efectuados en muestras alteradas e inalteradas, ya que los resultados no van a depender de la forma física del material sino de sus características granulométricas, texturales, consistencia y mineralogía. Los ensayos realizados fueron los siguientes (Tabla 4-1):

Tabla 4-1: Ensayos realizados dentro de la caracterización física.

ENSAYO	NORMA
Contenido de humedad natural	(ASTM D2216-10, n.d.)
Gravedad específica, Gs	(ASTM D854-10, n.d.)
Análisis granulométrico de suelos (incluye hidrómetro con y sin agente defloculante).	(ASTM D422-63, n.d.)
Límites de consistencia (seco al aire y con humedad natural)	(ASTM D4318-10, n.d.)
MCT rápida	-

- Contenido de humedad natural:

Para muchos materiales, el contenido de humedad es una de las propiedades índice más significativas utilizada en el establecimiento de una correlación entre el comportamiento del suelo y sus propiedades índice. El contenido de agua de un material se utiliza en la expresión de las relaciones de fase (aire, agua y sólidos) en un volumen dado de material. (ASTM D2216-10, n.d.).

Este ensayo se realizó en ambas muestras, natural y contaminada antes de la ejecución de todos los ensayos de caracterización mecánica buscando siempre un contenido de humedad natural similar entre ambas muestras con el objetivo de eliminar este parámetro como variable dentro de las comparaciones realizadas.

- Gravedad específica de los sólidos, Gs:

El peso específico de los sólidos se utiliza en el cálculo de las relaciones de fase de los suelos, tales como la relación de vacíos y el grado de saturación. Es la relación entre el peso unitario de los sólidos y el peso unitario del agua a 20°C. La gravedad específica puede ser indicativa de la presencia de determinados minerales en los suelos. (ASTM D854-10, n.d.).

El valor de la gravedad específica es necesario para calcular la relación de vacíos de un suelo, se utiliza también en el análisis de granulometría por hidrómetro y es útil para predecir el peso unitario del suelo. Ocasionalmente, el valor de la gravedad específica puede utilizarse para la clasificación de los minerales del suelo, ya que la presencia de minerales muy pesados o muy livianos puede hacer que sea mucho más alta o mucho más baja que los valores típicos.

La gravedad específica se midió en ambas muestras siguiendo el procedimiento descrito en la norma (ASTM D854-10, n.d.).

- Análisis granulométrico:

Este método de ensayo cubre la determinación cuantitativa de la distribución de tamaños de partículas en los suelos. La distribución de tamaños de partícula mayor que 75 micras (retenido en el tamiz No. 200) se determina por tamizado, mientras que la distribución de tamaños de partícula más pequeño que 75 micras se determina por un proceso de sedimentación con y sin defloculante, utilizando un hidrómetro. (ASTM D422-63, n.d.).

- Límites de consistencia:

Estos métodos de ensayo se utilizan como parte integral de varios sistemas de ingeniería de clasificación para caracterizar las fracciones de grano fino de los suelos. El límite líquido, límite plástico, y el índice de plasticidad de los suelos también se utilizan ampliamente, ya sea de forma individual o en conjunto, con otras propiedades del suelo que se correlacionan con el comportamiento de ingeniería tales como compresibilidad, la conductividad hidráulica (permeabilidad), compactibilidad, expansión, contracción y la resistencia al corte. (ASTM D4318-10, n.d.).

Los límites de consistencia se realizaron siguiendo dos métodos: secos al aire y conservando la humedad natural de las mismas para verificar si existe algún cambio en los resultados por el proceso de secado.

- Clasificación MCT:

Este método de clasificación fue propuesto por (Nogami & Villibor, 1995) con el fin de agrupar los suelos tropicales de acuerdo con sus peculiaridades de comportamiento desde el punto de vista mecánico e hidráulico. Las clasificaciones tradicionales, cuando son aplicadas a suelos de países de clima tropical, presentan serias discrepancias en cuanto al comportamiento geotécnico esperado del suelo, como por ejemplo, dos suelos genéticamente diferentes, uno laterítico y otro saprolítico, pueden presentar la misma clasificación y comportamiento geotécnico totalmente diferente (Fortes, 1997).

A continuación se hará una breve descripción de la metodología del ensayo. (Nogami & Villibor, 1995).

Se toma material seco al aire que pase el tamiz N° 40 (0,42 mm), se le adiciona agua destilada y se espatula hasta que se forme una pasta que se deje moldear. Luego se forma una capa de aproximadamente 1 cm de altura con el material espatulado sobre un vidrio esmerilado y se deja caer un penetrómetro plano de 1,3 mm de diámetro y 10 g de peso. El material espatulado debe tener una consistencia tal que el penetrómetro solo entre 1 mm luego de dejarlo caer desde una altura de aproximadamente 4 cm. Posteriormente, sobre la capa de material, se disponen mínimo 3 anillos de PVC de 20 mm de diámetro y 5 mm de altura, con el fin de introducirlos dentro de la masa de suelo espatulada. Luego de llenar los anillos con el material, estos se deben dejar secando al aire por lo menos por 6 horas.

Después del periodo de secado, se procede a medir los diámetros de las pastillas contraídas y se determina la contracción (ct) como la diferencia entre el diámetro inicial o el diámetro interno de los anillos y el diámetro final de la muestra.

Finalmente, se colocan las pastillas y los anillos encima de un papel filtro y una piedra porosa previamente saturada y en contacto con agua. Las pastillas absorben agua por capilaridad y después de 2 horas se mide cuantos milímetros en profundidad entra el penetrómetro en la pastilla, adicionalmente, con el valor de la contracción (ct) se determina la constante c' como:

Para ct entre 0.1 mm y 0.50 mm se toma:

$$c' = \frac{(\log_{10} ct + 1)}{0,904} \quad 4-1$$

Para ct mayor a 0.60 mm se toma:

$$c' = \frac{(\log_{10} ct + 0,7)}{0,5} \quad 4-2$$

Con los valores hallados de ct y c' , se procede a clasificar el suelo según el método de MCT rápido por medio de la Tabla 4-2.

Tabla 4-2: Grupos de clasificación MCT rápida. (Modificado de (Nogami & Villibor, 1995))

c'	Penetración [mm]	Grupo MCT
< 0.5	< 3.0	LA
	3.1 a 3.9	NA
	≥ 4.0	NA/NS'
0.6 a 0.9	< 2.0	LA-LA'
	2.1 a 2.9	NA'-NA
	≥ 4.0	NS'-NA'
1.0 a 1.3	< 2.0	LA'
	2.1 a 3.9	NA'
	≥ 4.0	NS'
1.4 a 1.7	< 2.0	LA'-LG'
	2.1 a 3.9	NA'/ NG'-NS'
	≥ 4.0	NS'-NG'
≥ 1.8	< 2.0	LG'
	2.1 a 3.9	NA'
	≥ 4.0	NG'

Donde:

LG': Arcillas lateríticas y arcillas lateríticas arenosas.

LA': Arenas arcillosas lateríticas.

LA: Arena con poca arcilla laterítica.

NG': Arcillas, arcillas limosas y arcillas arenosas no lateríticas.

NS': Limos caoliníticos y micáceos, limos arenosos y limos arcillosos no lateríticos.

NA': Arenas limosas y arenas arcillosas no lateríticas.

NA: Arenas limosas con limos cuarzosos y limos arcillosos no lateríticos.

El símbolo (-) Señala opción equivalente y (/) señala que tiene mayor peso la primera clasificación.

4.2.2 Caracterización mineralógica y estructural

Al momento de caracterizar geotécnicamente un suelo, específicamente un suelo tropical, es de gran importancia conocer la composición mineralógica y micro estructural de estos, ya que en gran parte sus características y comportamiento físico y mecánico/hidráulico dependen de su composición mineralógica y estructura y se ven afectados por la presencia de arcillominerales y componentes de tamaño coloidal. Los ensayos propuestos en esta caracterización corresponden a la microscopía electrónica de barrido y la difracción de Rayos X. Los ensayos realizados fueron los siguientes:

A continuación se muestra una breve descripción de cada ensayo:

- Difracción de rayos X:

Las muestras analizadas en el ensayo de difracción fueron inicialmente secadas al aire y luego maceradas y pasadas por completo por el tamiz N° 200. Las muestras se analizaron bajo la técnica de polvo.

El equipo utilizado pertenece al Laboratorio de Caracterización de Materiales de la Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín. El difractómetro de Rayos-X es marca Panalytical, modelo X'Pert Pro MPD, que posee tubo de Rayos-X con ánodo de Cu y filtro de Ni, sistema “celerator”, que permite obtener difractogramas con una buena resolución en pocos minutos, módulo “spinner” (que permite la rotación de las muestras), porta muestra para 15 muestras (que permite en un mismo montaje realizar varias muestras), cámara para la realización de pruebas de hasta 1600°C. Además de eso cuenta con software para adquisición de datos, para análisis estructural, para cuantificación de fases, tensiones residuales.

Los materiales cristalinos tienen patrones propios de difracción de rayos X. En la práctica los picos de difracción se identifican inicialmente en el registro del análisis y se miden como un ángulo (2θ) que es el doble del ángulo de desviación (θ) del rayo difractado. Los valores (2θ) se convierten luego en espaciamiento de mallas (d) en unidades Ångström (Å). Las unidades Ångström son utilizadas en mineralogía de arcillas (Fookes, 2004).

- Microscopía electrónica de barrido (Scanning electron microscopy (SEM))

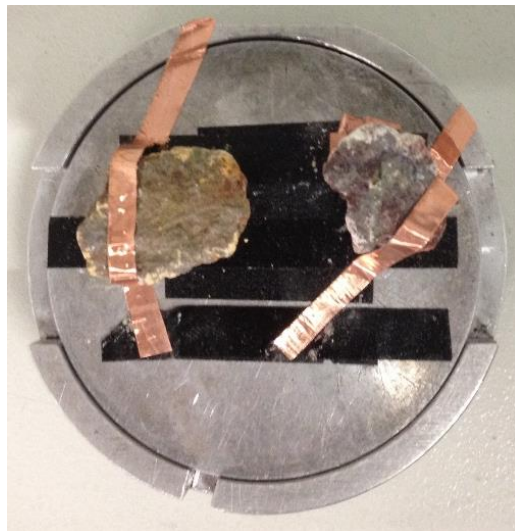
El análisis de microscopía fue realizado sobre las muestras natural y contaminada en estado inalterado. El Microscopio Electrónico de Barrido es una de las principales herramientas para la caracterización de Materiales, en él es posible obtener imágenes digitales de alta resolución que ayudan en la identificación de diversos rangos micro estructurales de los materiales, así como de análisis topográficos. Además posibilita la identificación de composición de los materiales y permite el análisis de materiales orgánicos e inorgánicos.

La microscopía electrónica de barrido es una técnica que permite la obtención de imágenes de baja a alta resolución que presentan información morfológica de materiales sólidos, orgánicos e inorgánicos. Para ello se utilizó un equipo SEM JEOL JSM 5910 LV, con detectores BES y SEI, para la generación de imágenes y detectores EDS y WDS para análisis químico cualitativo y cuantitativo en las muestras. El equipo utilizado pertenece al Laboratorio de Microscopía Avanzada de la Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín (Fotografía 4-8).



Fotografía 4-8: Microscopio Electrónico de la Universidad Nacional – Sede Medellín.
Tomado de <http://www.laboratorios.unalmed.unal.edu.co/lif/microscopiaa.htm>. Visitado el 6 de febrero de 2016.

Los especímenes se preparan rompiendo una superficie fresca de la cual pueden retirarse cuidadosamente fragmentos de suelo sueltos. La base del espécimen debe ser lisa y fijada en la base del aparato con un buen conductor como la plata. La muestra de suelo debe ser cubierto con una capa delgada (aproximadamente 10 nm) de oro-paladio, carbón u otro material conductor (Fotografía 4-9) debido a que la resolución es disminuida por los materiales no conductores (Fookes, 2004).



Fotografía 4-9: Preparación de las muestras para el ensayo de microscopía electrónica de barrido. A la izquierda muestra contaminada, a la derecha muestra natural.

4.2.3 Caracterización química

Esta caracterización se realizó en el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, con el fin de determinar la variación en las propiedades químicas de las muestras, inducidas por el proceso de contaminación al que fueron sometidas, además se realizaron los mismos ensayos a la muestra natural, para la respectiva comparación. Dentro de esta caracterización se determinó:

Tabla 4-3: Ensayos realizados dentro de la caracterización química.

ENSAYO	NORMA
pH en agua	NTC - 3651
pH en KCL	NTC - 3651
Al, Ca, Mg, K, P y elementos menores (Cu, Fe, Mn, Zn)	NTC - 5151

- pH:

El pH se utiliza en mediciones de alcalinidad y de dióxido de carbono, y en muchos otros equilibrios ácido-base. A una temperatura dada, la intensidad del carácter ácido o básico de una solución, se indica por la actividad del ion hidrógeno o el pH. La alcalinidad y la acidez son las capacidades de neutralización ácida o básica del agua, y usualmente se expresan como miligramos de CaCO_3 por litro. Además de realizar la determinación del ensayo en agua como usualmente se hace, éste se realizó en solución de cloruro de potasio (KCL). Los valores de pH en agua y en KCL permiten el cálculo del delta de pH $\Delta\text{pH}=\text{pH}_{\text{KCL}}-\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, cuando este valor es negativo indica predominancia de arcillas silicatadas y cuando es positivo está relacionado con predominio de óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio. También es posible calcular el punto de carga cero ($\text{PZC}=2\text{pH}_{\text{KCL}}-\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), punto en el cual se equilibran las cargas positivas y negativas del medio, entre más alejado se encuentre el pH del medio del PZC se presenta mayor desagregación en el material (Lavorenti & Alves, 2005).

- Al, Ca, Mg, K, P y elementos menores (Cu, Fe, Mn, Zn):

La determinación de estos elementos se efectuó siguiendo las especificaciones encontradas en las Normas Técnicas Colombianas, NTC – 5151 para Al, Ca, Mg, K y NTC - 5350 para elementos menores (Cu, Fe, Mn, Zn) y fósforo.

4.2.4 Caracterización mecánica

Los ensayos realizados en la caracterización mecánica son ejecutados en muestras inalteradas, ya que estas van a intentar representar el estado de la muestra en el terreno. Estos ensayos entregan parámetros mecánicos del suelo al ser sometidos a sollicitaciones externas. Los ensayos que a continuación serán descritos fueron ejecutados siguiendo las especificaciones de las normas ASTM.

Los ensayos de caracterización mecánica fueron realizados tanto a la muestra natural como a la contaminada.

Tabla 4-4: Ensayos realizados dentro de la caracterización mecánica.

ENSAYO	NORMA
Corte directo tipo Consolidado Drenado (CD)	(ASTM D3080-11, n.d.)
Compresión inconfiada (compresión simple)	(ASTM D2166-13, n.d.)
Consolidación unidimensional	(ASTM D2435-11, n.d.)
Curva característica (Succión)	(ASTM D5298-10, n.d.)
<i>Pinhole test</i>	NBR 14114/98 – ABNT

- Ensayos de corte directo tipo Consolidado Drenado CD (natural y saturado):

El ensayo de corte directo permite encontrar los parámetros de resistencia al corte de un suelo (cohesión y fricción), luego de fallar tres especímenes de la misma muestra cada uno con una carga diferente a la otra. Para la investigación se utilizó la modalidad de corte CD (consolidado drenado), el cual permite a la muestra drenar agua desde su interior gracias a la baja velocidad con la que se realiza el ensayo. El ensayo fue realizado a ambas muestras, natural y contaminada, en condición saturada y con las muestras en su humedad natural. (ASTM D3080-11, n.d.).

Los especímenes fueron tallados en la misma dirección a pesar de que el material presenta un comportamiento isotrópico.

- Ensayos de compresión simple:

El ensayo se realiza sobre muestras cilíndricas inalteradas dispuestas en una prensa sin confinamiento lateral con el fin de aplicar una carga axial, tomando las medidas de deformaciones correspondientes a las diferentes cargas. El parámetro más importante que proporciona el ensayo es la resistencia a la compresión simple o carga crítica del suelo (q_u). (ASTM D2166-13, n.d.).

Al igual que en el ensayo de corte directo, los especímenes fueron tallados en la misma dirección a pesar de que el material presenta un comportamiento isotrópico.

- Ensayos duplo-edométricos:

Estos ensayos cubren los procedimientos para determinar la magnitud y el ritmo de consolidación del suelo cuando está sometido a un confinamiento lateral, drenado axialmente por ambos extremos y sometido a la aplicación de cargas variables en el tiempo.

Además de esto, los ensayos de consolidación pueden proporcionar otros parámetros del suelo estudiado, como el índice de colapso o expansión de las muestras. Este parámetro se obtiene luego de realizar sobre la misma muestra, en dos cuerpos de prueba diferentes, ensayos en condiciones saturadas y sin saturar. Norma (ASTM D2435-11, n.d.)

- Determinación de la curva característica de retención de agua por el método del papel filtro:

La succión del suelo es una medida de la energía libre del agua en los poros del suelo. En términos prácticos, es una medida de la afinidad de los suelos para retener el agua y puede proporcionar información sobre los parámetros del suelo que se ven influidos por el contenido de humedad de éste, por ejemplo, las características del cambio de volumen, deformación, y resistencia del suelo. (ASTM D5298-10, n.d.)

Para la realización del ensayo se siguió la metodología descrita por Marinho (1995), la cual es una adaptación de la norma ASTM D5298 – 10, ya que el papel filtro utilizado no se secó por 16 horas antes de la realización del ensayo como lo indica la norma, debido que Marinho concluyó que esto afecta las características de absorción del papel y por ende la definición de la curva característica.

Los cuerpos de prueba utilizados fueron pastillas inalteradas de 45 mm de diámetro y 20 mm de altura, los cuales se distribuyeron en intervalos a diferentes humedades, para obtener humedades desde el orden del 7 % y hasta el orden del 40 %, siguiendo una trayectoria mixta (partiendo desde la humedad natural humedeciendo y secando cada pastilla).

Las pastillas talladas fueron usadas para la determinación de la succión matricial y total al mismo tiempo; luego de tener la pastilla tallada y con la humedad deseada, se colocan tres papeles filtros en la cara superior de ésta para encontrar la succión matricial.

Para la succión total se utiliza la cara inferior de la pastilla donde los papeles filtro se colocan sobre una rejilla de PVC que se encuentra en contacto con la muestra. Esta rejilla hace las veces de barrera entre la muestra y el papel.

Luego de poner los papeles filtro en su lugar, la muestra se cierra con papel vinilo y papel aluminio para conservar la humedad, y se deja por mínimo 15 días para garantizar que el sistema se equilibre.

Pasados los 15 días, se sacan las muestras y se pesan los papeles filtros de la siguiente forma que no están en contacto directo con la muestra.

Luego de ser pesados, los papeles se llevan a un horno a 107°C y se dejan por un mínimo de tres horas, posteriormente los papeles se vuelven a pesar para determinar su humedad y a partir de la calibración propuesta por (Chandler *et al.*, 1992), determinar la succión a que tiene cada cuerpo como se presenta a continuación:

Para humedades de papel filtro $w > 47$ %:

$$\text{Succión [kPa]} = 10^{(6,05 - 2,48 * \log w)} \quad 4-3$$

Para humedades de papel filtro $w \leq 47$ %:

$$\text{Succión [kPa]} = 10^{(4,84 - 0,0622 * w)} \quad 4-4$$

Como punto final para obtener la curva de retención de agua del suelo, se debe determinar la humedad de cada pastilla.

La Figura 4-2 muestra el montaje del ensayo.

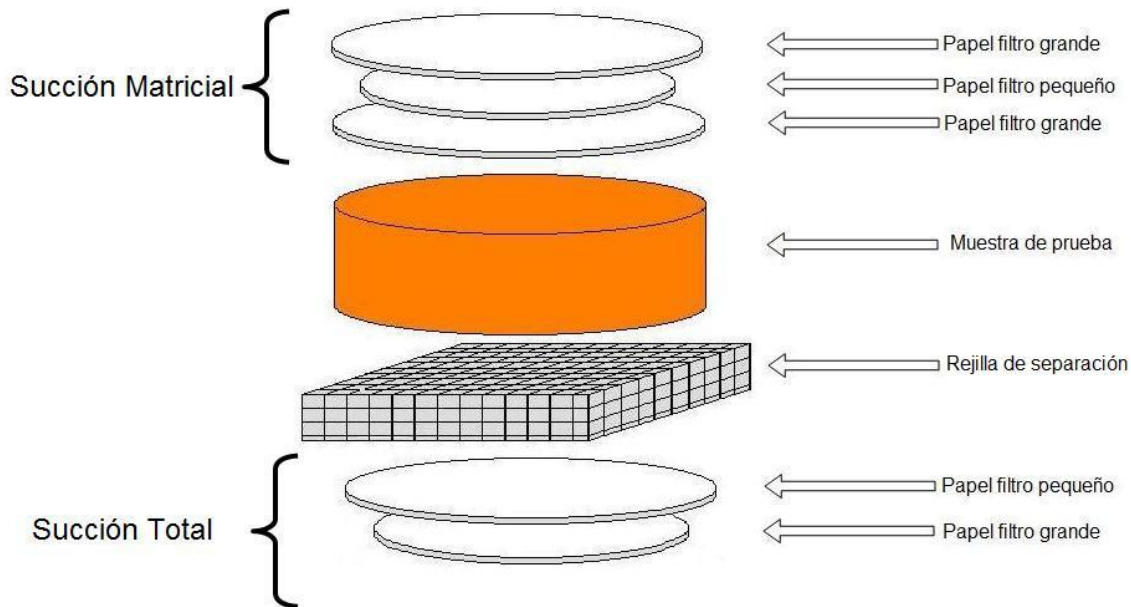


Figura 4-2: Montaje del ensayo de succión por el método del papel filtro (Elaboración propia).

- *Pinhole Test:*

El ensayo Pinhole test consiste en hacer filtrar agua bajo una cierta carga hidráulica, a través de un agujero de 1 mm de diámetro realizado en el centro de una muestra de ensayo cilíndrica (Camapum de Carvalho, *et al*/2006). Este ensayo se realizó bajo los lineamientos de la norma brasilera NBR 14114/98 de la Asociación Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

En este ensayo la muestra es sometida inicialmente a una carga hidráulica de 50 mm, la cual se deja actuar por lo menos dos horas, para garantizar la saturación de la muestra, luego de que la muestra está totalmente saturada se varía poco a poco la carga hidráulica en incrementos de 180 mm, 360 mm, 640 mm y 1000 mm. Con cada incremento, se toma el volumen de agua evacuada en un período de tiempo determinado, para calcular el caudal y además verificar la turbidez del agua. Posteriormente se realiza la etapa de descarga, donde se disminuye la carga hidráulica en los mismos intervalos de carga hidráulica hasta llegar a las condiciones iniciales (Arrieta Rodríguez, 2011).



Fotografía 4-10: Ejecución del ensayo *pinhole test*.

Todos los ensayos realizados para todas las caracterizaciones mencionadas fueron ejecutados como mínimo tres veces por ensayo con el objetivo de garantizar la repetitividad de los ensayos. En el capítulo de resultados, análisis y discusión únicamente se presentará uno de los tres ensayos realizados en cada uno de los parámetros evaluados.

5 Resultados, análisis y discusión

En este capítulo se presentan los resultados y el análisis de los ensayos de caracterización física, química, mineralógica y mecánica de las dos muestras estudiadas (natural y contaminada). Los resultados presentados se analizan individualmente y se realiza una comparación entre los datos obtenidos en ambas muestras con el objetivo de cuantificar los cambios producidos por la presencia de lixiviados en la muestra contaminada.

5.1 Caracterización física

A continuación se presentan los resultados de la caracterización física de las muestras, la Tabla 5-1 resume las principales propiedades físicas analizadas, posteriormente se realiza una descripción más detallada de cada una de ellas.

Tabla 5-1: Propiedades físicas de las muestras analizadas.

PROPIEDAD FÍSICA	MUESTRA NATURAL	MUESTRA CONTAMINADA
Contenido de humedad natural, w_{nat} [%]	25 – 32	25 – 32
Límite líquido con humedad natural, LL [%]	37	43
Límite plástico con humedad natural, LP [%]	21	33
Índice de plasticidad, IP [%]	16	10
Contenido de finos (% pasa tamiz No. 200)	60	58
Clasificación fracción fina según USCS	CL	ML
Clasificación MCT	NS'/NA'	NS'-NG'
Peso unitario húmedo γ_h [kN/m ³]	17.88	17.64
Gravedad específica, Gs	2.78	2.80
Porosidad, n [%]	48	53
Relación de vacíos, e	0.96	1.09

5.1.1 Contenido de humedad natural

Se obtuvo un rango abierto en los valores del contenido de humedad natural de las mismas, con valores mínimos del orden de 25 % y máximos del orden de 32 %. Cabe resaltar que todos los ensayos de caracterización mecánica se realizaron bajo un mismo valor de contenido de humedad natural en ambas muestras con el objetivo de eliminar esa variable en las comparaciones.

5.1.2 Análisis granulométrico

Como se indicó en el capítulo 4.2.1, el análisis granulométrico de las muestras se realizó de forma combinada utilizando un tamizado mediante mallas para las partículas grueso granulares y granulometría por hidrómetro para las partículas que pasan la malla No. 200 (0.075 mm).

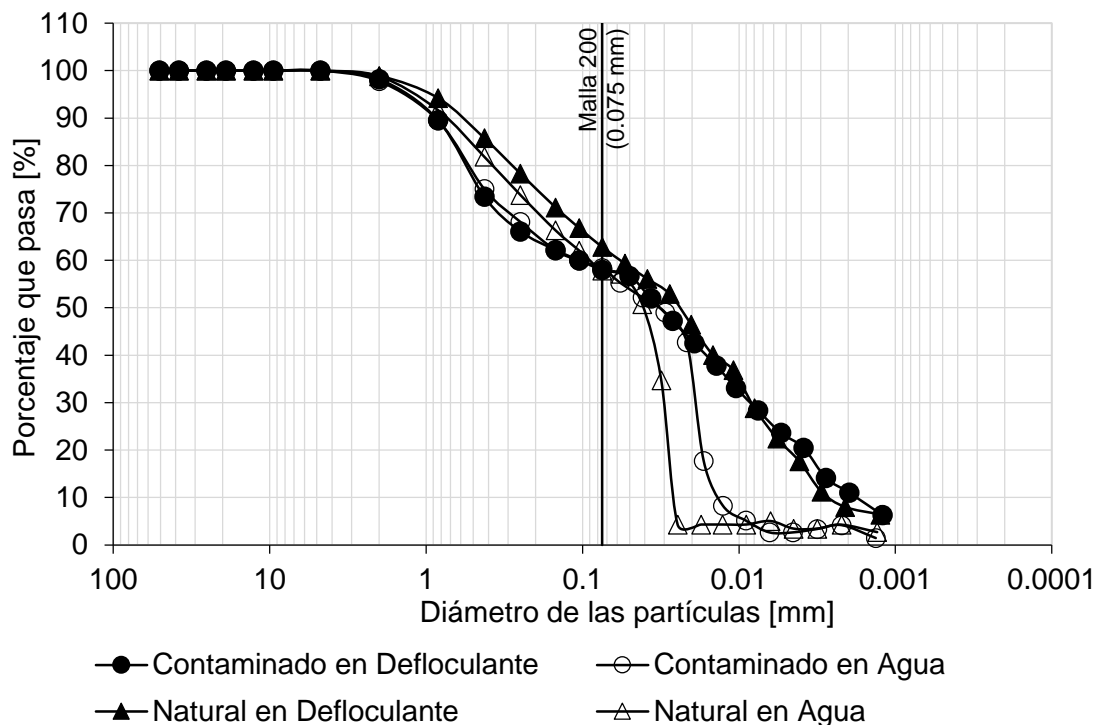


Figura 5-1: Curvas granulométricas por tamizado e hidrómetro (en agua y en agente defloculante) de las muestras natural y contaminada.

Las granulometrías por tamizado evidenciaron un mayor contenido en el porcentaje de arenas en la muestra contaminada con respecto a la natural, sin embargo, ambas muestras presentan un contenido de partículas finas muy similar, con un valor de 60 % de contenido de finos para la muestra natural y 58 % para la muestra contaminada. Lo cual se debe a que en las partículas de tamaño grueso su comportamiento no se ve afectado por los cambios químicos.

En las granulometrías realizadas por medio de hidrómetro para las partículas menores que 0.074 mm, se presentan grandes diferencias entre ambas muestras. Evidentemente, la presencia de un agente defloculante en el ensayo genera una desagregación en las partículas, mostrando mayores porcentajes de partículas finas que los ensayos realizados sin defloculante.

Al analizar los resultados de los hidrómetros de ambas muestras en agua, se observa que la muestra contaminada presenta mayor porcentaje de materiales finos que la muestra natural. Esto se debe a que el lixiviado actúa defloculando más la muestra produciendo un efecto desagregador de las partículas, las cuales perderían estabilidad en presencia de

agua, que posteriormente mostrará influencia en la resistencia al corte, siendo esta menor en la muestra contaminada. Se puede constatar que la presencia de lixiviados en las muestras aumenta la cantidad de partículas finas de tamaño limo al compararla con una muestra sin contaminar (Oztoprak & Pisirici, 2011).

Al analizar los hidrómetros de ambas muestras en defloculante, se observa que al igual que en las muestras analizadas en agua, se presenta un mayor contenido de partículas finas en la muestra contaminada, sin embargo, la proporción no es tan significativa. En conclusión, el lixiviado genera en sí un efecto desagregador que deja de ser relevante con el uso del defloculante.

5.1.3 Límites de consistencia (clasificación según USCS)

Como se mencionó anteriormente, la clasificación de las muestras mediante los límites de Atterberg se realizó en dos escenarios diferentes; con material seco al aire y bajo su contenido de humedad natural. A continuación se analizarán ambos resultados:

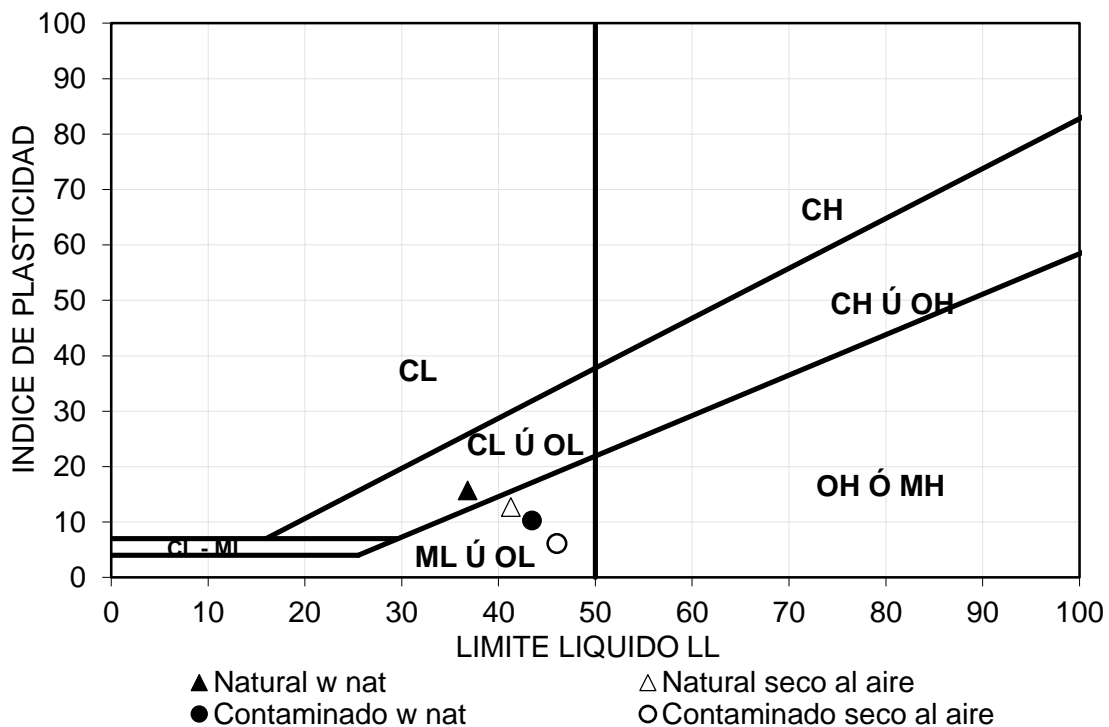


Figura 5-2: Clasificación de las muestras analizadas en la carta de plasticidad.

Antes de entrar a analizar los cambios producidos por la presencia de lixiviado en una de las muestras, se analizará el comportamiento de las clasificaciones al variar las condiciones de realización del ensayo, pasando de humedad natural a seco al aire. Se observa un cambio en los valores de límite líquido e índice de plasticidad al someter las muestras a un secado, mostrando un aumento en el límite líquido de las muestras que se secaron al aire previamente. Esta pequeña variación puede deberse a una degradación estructural del suelo por el proceso de secado.

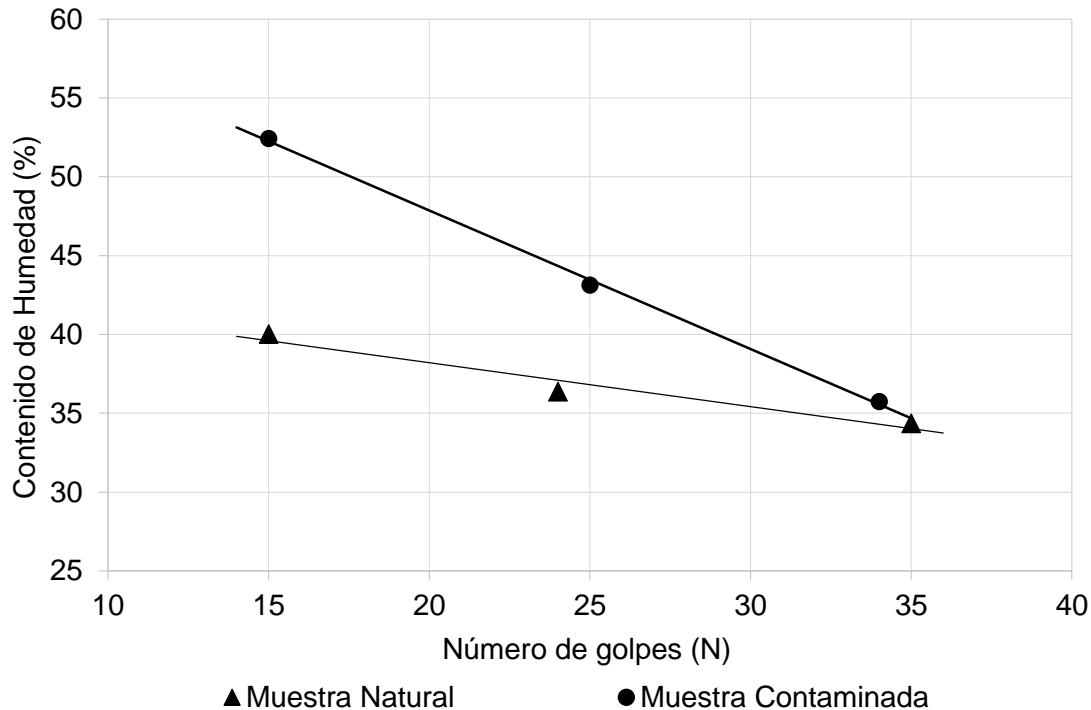


Figura 5-3: Curva de fluidez de las muestras con humedad natural.

Como en el ensayo de límite líquido el suelo se encuentra saturado, la succión que influye en la resistencia del suelo es la succión osmótica, por tanto, se puede observar en la Figura 5-3, que la línea de fluidez del suelo contaminado se encuentra por encima de la línea de fluidez del suelo natural (para humedades mayores de 34.4%); indicando una mayor contribución de dicha succión para la resistencia en el suelo contaminado.

Ahora, al analizar los resultados de las clasificaciones comparando la muestra natural y la muestra contaminada, observamos un aumento en los valores de límite líquido y del plástico en la muestra contaminada y por ende una disminución del índice de plasticidad. Se puede observar un mayor aumento en el límite de plasticidad en comparación con el límite líquido, de allí la disminución notoria en el índice de plasticidad.

El aumento del límite líquido en la muestra contaminada puede obedecer principalmente al incremento en el contenido de partículas finas. Estos cambios se pueden atribuir además al cambio en la naturaleza del líquido al interior de la muestra. La desagregación de las partículas debido a la presencia de lixiviado, tiende a aumentar el área de superficie específica de suelo, lo que lleva a una alta absorción de agua que cambia los valores del límite (Sunil *et al.*, 2009).

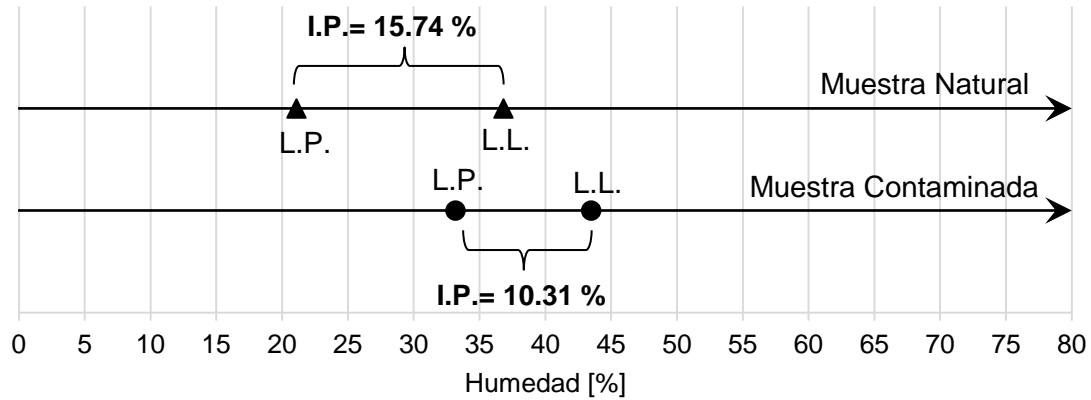


Figura 5-4: Límites de consistencia de las muestras analizadas con humedad natural.

Los resultados de ambas clasificaciones evidencian cambios importantes en los límites de consistencia, destacándose una disminución del índice de plasticidad en la muestra contaminada con respecto a la muestra natural, al pasar de $IP = 16\%$ en estado natural a $IP = 10\%$ en estado contaminado. Esta disminución afecta de manera significativa las propiedades físicas de la muestra contaminada, ya que se disminuye el rango en el que los materiales se comportan plásticamente. La disminución en el índice de plasticidad de la muestra contaminada con respecto a la muestra natural equivale a 34% .

- **Clasificación de las muestras de control:**

Como se mencionó anteriormente, se tomaron muestras en cuatro taludes diferentes adyacentes a la zona de disposición de residuos sólidos con el objetivo de constatar la homogeneidad del perfil de meteorización.

Las muestras de control fueron analizadas en el laboratorio ejecutándoles los límites de consistencia secos al aire. Los resultados obtenidos muestran similitud en la clasificación de las muestras de control con respecto a la muestra natural, ya que se presentan pocas variaciones con respecto a los valores de límite líquido e índice de plasticidad.

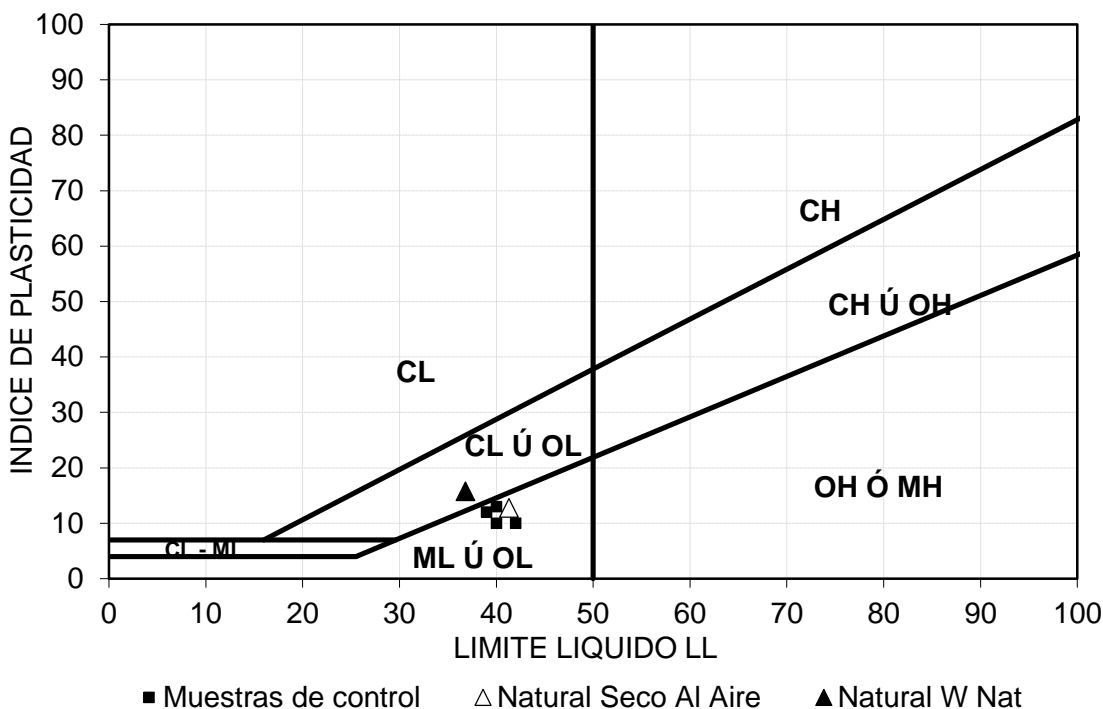


Figura 5-5: Clasificación de las muestras de control.

5.1.4 Clasificación MCT

La clasificación de las muestras mediante la metodología MCT, permitió ubicar a las muestras dentro de la clase N, suelos de comportamiento No laterítico. Este tipo de suelos corresponde a suelos saprolíticos, comúnmente localizados en el horizonte C de acuerdo al perfil de meteorización (Deere & Patton, 1971) o a suelos superficiales de comportamiento no laterítico (Nogami & Villibor, 1995).

La muestra natural se ubicó dentro del grupo NS'/NA' correspondiente a suelos limo arenosos predominantemente y arenas cuarzosas. Este tipo de suelos son comúnmente formados a partir de la meteorización de rocas ígneas y metamórficas ricas en cuarzo (Nogami & Villibor, 1995).

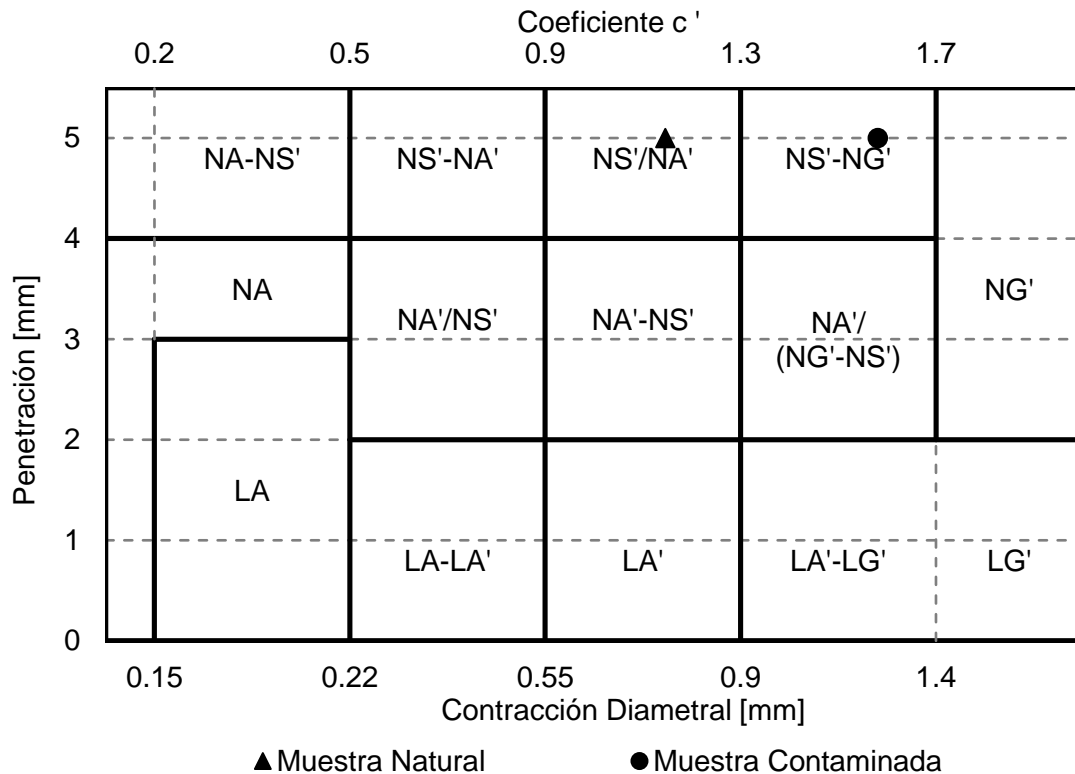
La muestra contaminada se ubicó dentro del grupo NS'-NG', correspondiente a suelos limo arenosos equivalente con suelos saprolíticos arcillosos. Al igual que en la muestra natural, los suelos de estos grupos provienen de la meteorización de rocas ígneas y metamórficas ricas en cuarzo.

En la Tabla 5-2 se presentan los resultados obtenidos de las clasificaciones MCT realizados sobre las muestras en estudio.

Tabla 5-2: Parámetros de clasificación obtenidos en los ensayos MCT.

Muestra	Contracción Promedio (ct) [mm]	c' [mm]	Penetración Promedio [mm]	Clasificación MCT rápida
Natural	0.75	1.15	5.00	NS'/NA'
Contaminada	1.23	1.58	5.00	NS'-NG'

En la Figura 5-6 se presenta de manera gráfica la clasificación de las muestras estudiadas de acuerdo a la clasificación MCT rápida:

**Figura 5-6: Clasificación gráfica de las muestras natural y contaminada de acuerdo a la clasificación MCT.**

Se observaron varias diferencias entre las clasificaciones de las muestras analizadas. La contracción diametral de la muestra contaminada aumentó un 65 % con respecto a la contracción de la muestra natural. Este cambio se debe al aumento de iones en el suelo transportados por los lixiviados del contaminante lo que genera que haya mayor atracción entre las partículas de arcilla generando agregaciones inestables en la estructura de la muestra contaminada. La contracción en los suelos puede ocasionar en los horizontes superficiales grietas que desencadenen en problemas de estabilidad (Quintero & Valencia, 2012).

La diferencia en el parámetro de contracción diametral se ve reflejado en el cambio del grupo de clasificación de las muestras al pasar de NS'/NA' en estado natural a NS'-NG' en estado contaminado. El cambio en el grupo de clasificación es congruente con los cambios

presentados en las granulometrías de las muestras, en las que se evidenció un aumento en las partículas de grano fino en la muestra contaminada.

5.2 Caracterización mineralógica y estructural

5.2.1 Difracción de Rayos X

Para conocer las propiedades químicas y mineralógicas de los suelos analizados se realizó un ensayo de difracción de Rayos X por muestra.

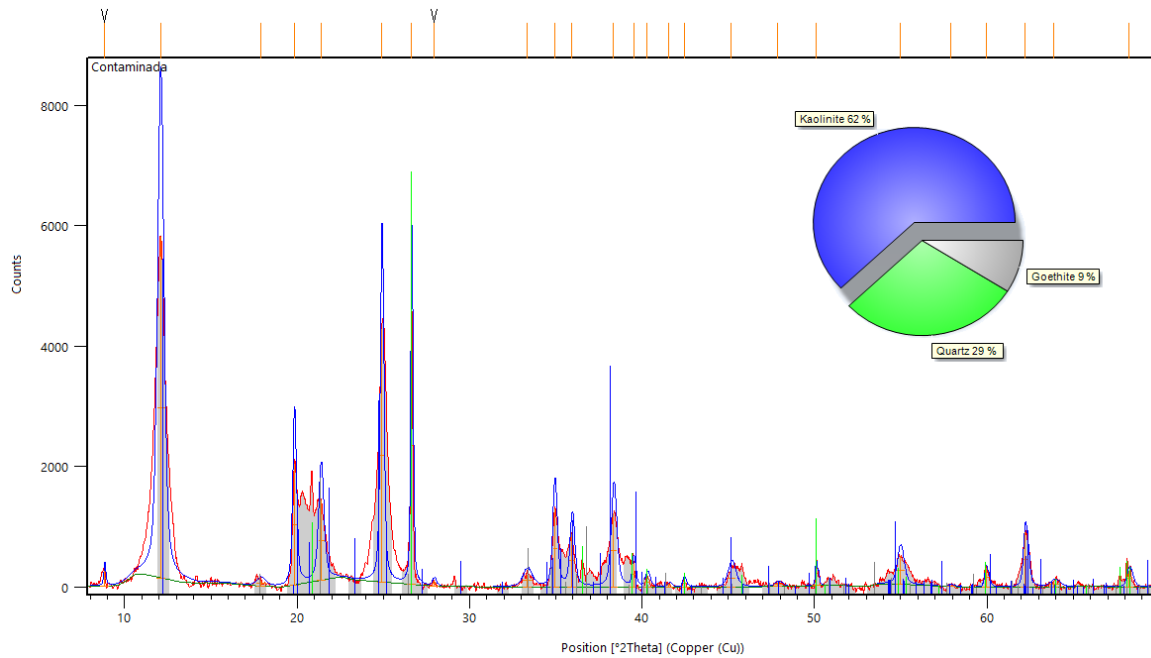


Figura 5-7: Difractograma de la muestra contaminada

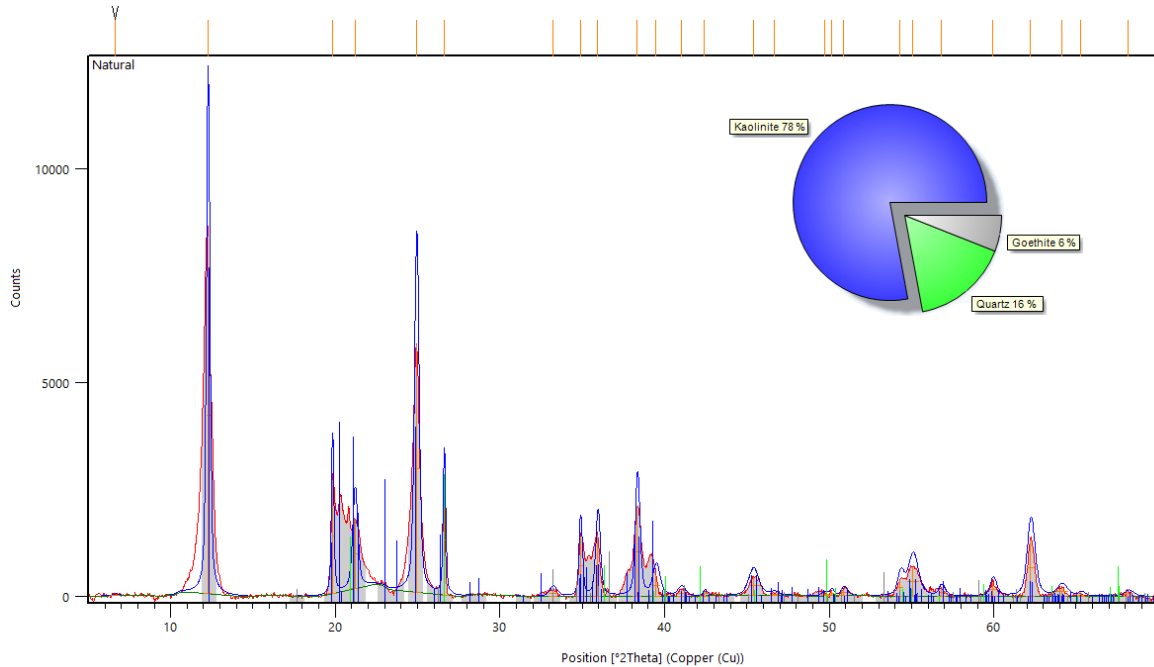


Figura 5-8: Difractograma de la muestra natural

Como se puede observar en la Figura 5-7 y la Figura 5-8, se ve que la mineralogía de ambas muestras está conformada por Caolinita, Cuarzo y un pequeño trazo de goethita.

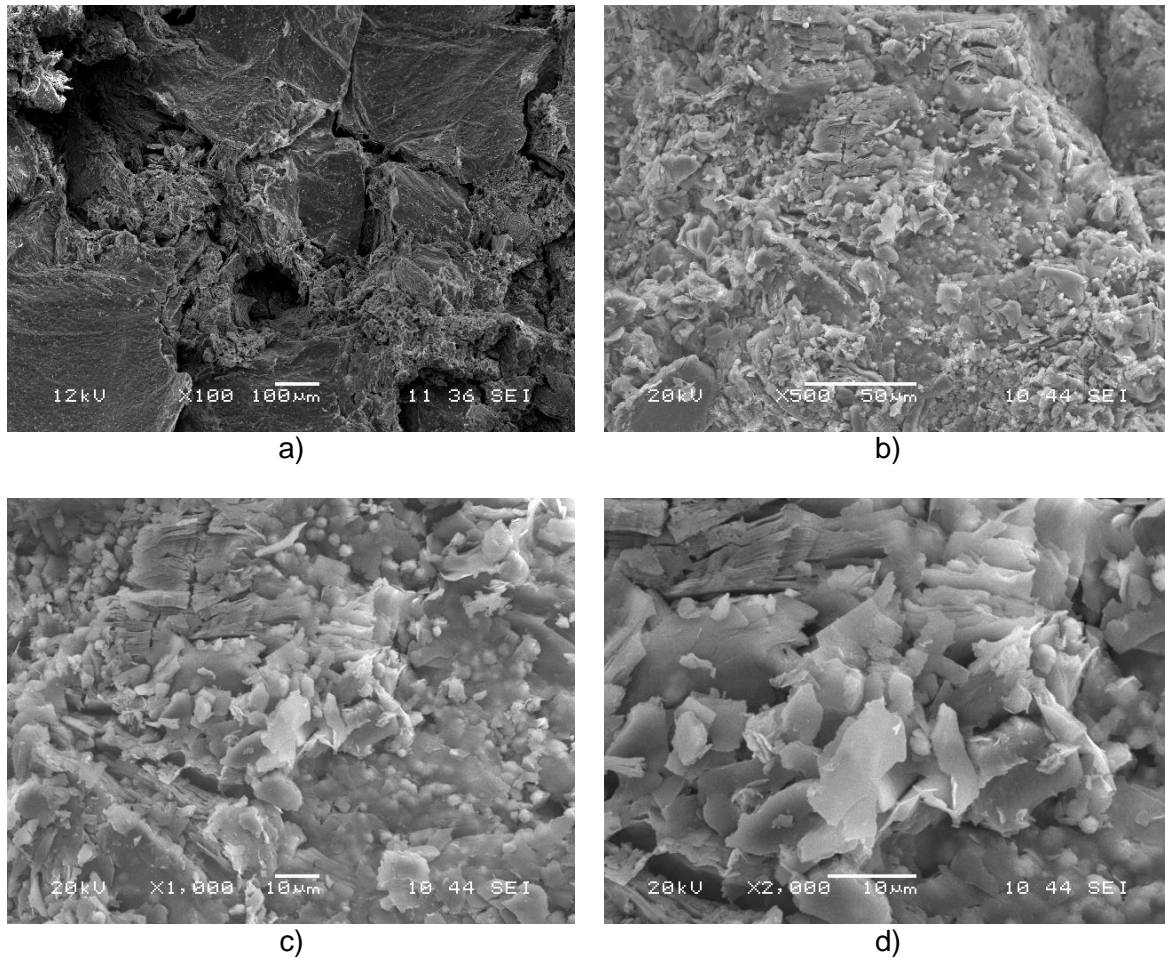
El ensayo de difracción de Rayos X, muestra que los minerales que componen los suelos analizados son en términos generales los mismos en ambas muestras, sin originarse o desaparecer algún mineral a causa de la lixiviación a la que se someten las muestras, lo que indica que dicho proceso de lixiviación y el lixiviado como tal no ejerce ningún efecto que altere la mineralogía de los materiales. Dentro de la interpretación de los resultados se marcaron los minerales principales detectados en ambas muestras, de existir otros minerales diferentes a los reportados corresponden a trazas muy pequeñas de estos por lo tanto el equipo no es capaz de detectarlos.

Sin embargo, en la muestra contaminada se genera un pequeño cambio de las proporciones de los minerales, aumentando o disminuyendo el contenido de ellos; pero no es claro que esto ocurra por el efecto de los lixiviados o por posibles diferencias ocurridas debidas al proceso de muestreo que puede variar de un material (natural) para otro (contaminada).

5.2.2 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

Para tener una mejor visualización de la estructura y microestructura de las diferentes muestras, se realizaron pruebas con el microscopio electrónico de barrido (SEM). Los resultados para la muestra natural se presentan en la Figura 5-9 y para la muestra contaminada en la Figura 5-10.

La Figura 5-9 y Figura 5-10 muestran las diferencias estructurales entre la muestra natural y la contaminada, observadas en el microscopio electrónico del laboratorio de Microscopía Avanzada de la Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín:



**Figura 5-9: Imágenes de la muestra Natural a diferentes niveles de aumento.
a) 100x, b) 500x, c) 1000x, d) 2000x**

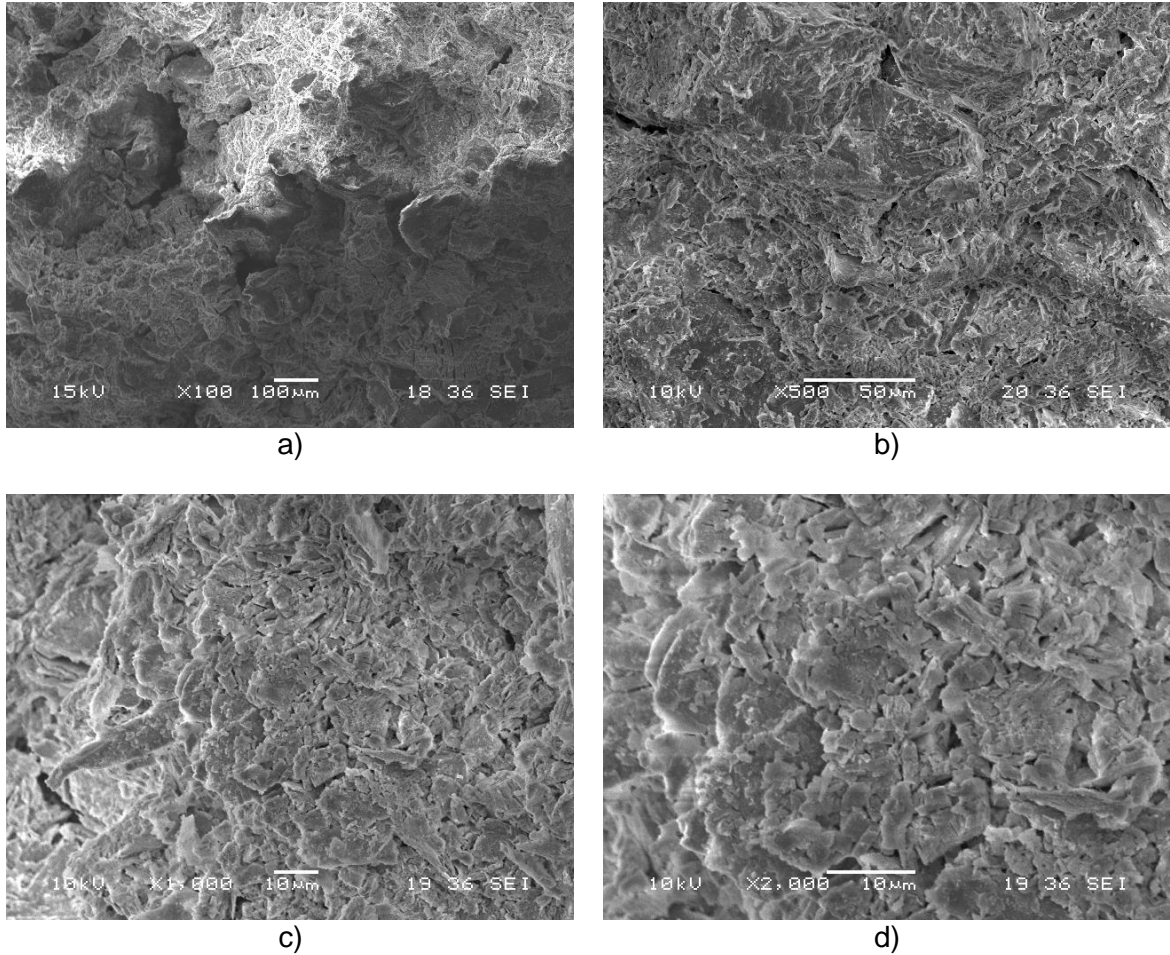


Figura 5-10: Imágenes de la muestra Contaminada a diferentes niveles de aumento. a) 100x, b) 500x, c) 1000x, d) 2000x

En la muestra contaminada se observa que debido al aumento y la concentración de los elementos químicos presentes en el lixiviado, la estructura del suelo sufre cambios en cuanto al tamaño de los poros. Con las imágenes de la microscopía se pueden observar claramente las variaciones estructurales que sufre el suelo al contacto con los lixiviados. Se genera aglomeración de las partículas del material en la muestra contaminada (que podría estar vinculada a una mayor contracción por deshidratación, tal como se constató en el ensayo MCT), disminuyendo los macro y microporos, pero aumentando los poros intermedios, como se verá en las curvas características de retención de agua; dicho incremento en los vacíos intermedios consigue generar un aumento en el índice de vacíos total de la muestra contaminada comparada con la muestra natural.

Además de las fotografías obtenidas por el microscopio, éste nos arroja un análisis químico de los elementos encontrados en ambas muestras, cuyos picos se muestran en las Figura 5-11 y Figura 5-12:

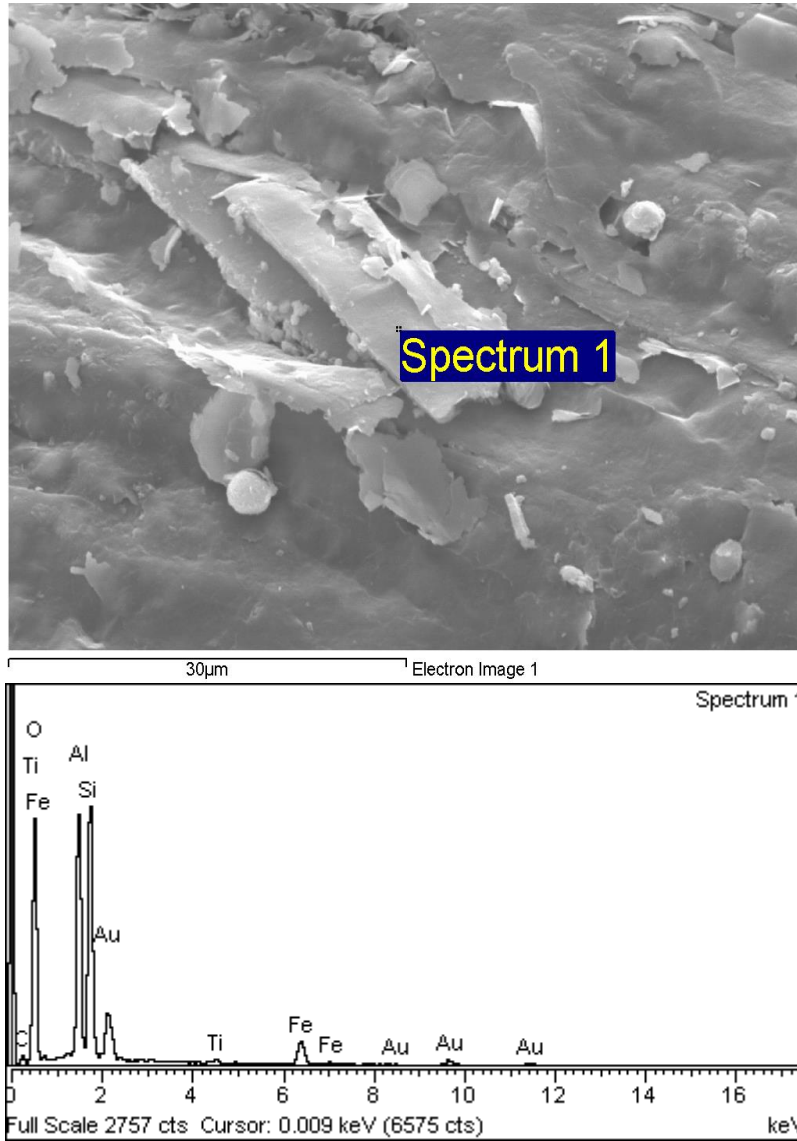


Figura 5-11: Espectro químico muestra natural a través del SEM

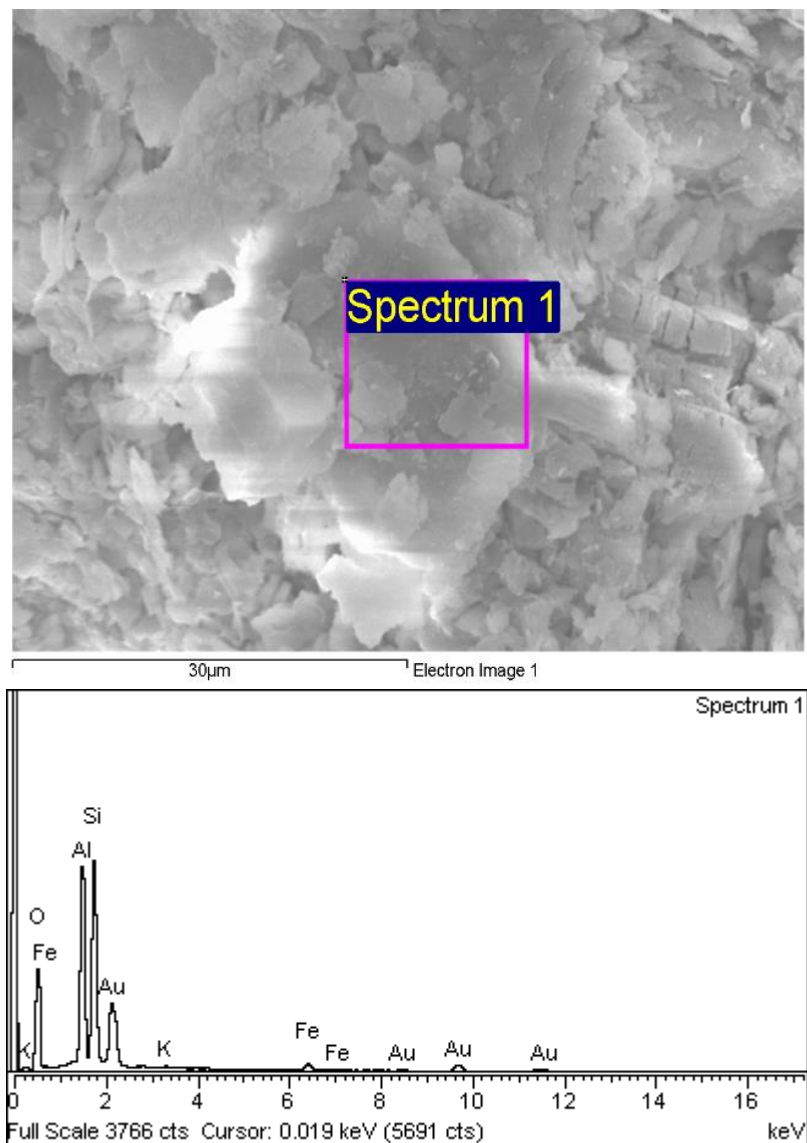


Figura 5-12: Espectro químico de la muestra contaminada a través de SEM.

Es claro a través de los espectros químicos obtenidos de la microscopía que no hay una variación significativa en cuanto a los elementos hallados de una muestra a otra, variando únicamente la cantidad presente en las muestras, lo cual es compatible con el DRX.

5.3 Caracterización química

En la Tabla 5-3, se presentan los resultados obtenidos a través de la caracterización química de las muestras.

Tabla 5-3: Composición química de las muestras analizadas.

	NATURAL	CONTAMINADA
pH (H₂O)	3.65	5.17
pH (KCL)	3.46	5.04
M.O. [%]	0.03	0.4
CICE	3.8	0.7
Al [meq/100 g suelo]	0.07	0.57
Ca [meq/100 g suelo]	0.12	0.74
Mg [meq/100 g suelo]	0.01	3.56
K [meq/100 g suelo]	0.02	2.58
Na [meq/100 g suelo]	4	8.2
P [ppm]	2	2
S [ppm]	18	17
Fe [ppm]	3	7
Mn [ppm]	1	1
Cu [ppm]	0.5	0.5
Zn [ppm]	1	1
B [ppm]	N.C	0.8

El punto de carga cero (PZC) es el valor del pH del suelo en el que la magnitud de las cargas superficiales variables no presenta cambios debido a las variaciones en la concentración iónica de la solución del suelo. Esta propiedad no solo presenta influencia en los fenómenos electroquímicos que ocurren en el suelo, sino también en el grado de floculación (Lavorenti & Alves, 2005). Las partículas tienden a flocular en medios más ácidos o próximos al PZC y tienden a dispersar en medios más alcalinos que el PZC. Los suelos tropicales tienden a desagregarse cuando cuentan con un pH inferior al PZC y se eleva pasando por el correspondiente punto de carga cero.

Tabla 5-4: Cálculo del punto de carga cero (PZC) para las muestras analizadas.

Muestra	pH _{H₂O}	pH _{KCL}	PZC	Carga Neta
Contaminada	5.17	5.04	4.91	0.26
Natural	3.65	3.46	3.27	0.38

Como se observa en la Tabla 5-4, los valores del pH en agua están por encima de los valores de PZC, sin pasar por éste al contaminar el material, por ende el suelo no sufre desagregación por efecto de los lixiviados. Adicionalmente, al ser el valor de carga neta ($Carga\ Neta = pH_{H_2O} - PZC$) de la muestra contaminada menor, está se encuentra un poco más agregada que la muestra natural, aumentando la porosidad del material como se constató en los resultados de relación de vacíos.

Como era de esperarse, hubo un aumento en el porcentaje de materia orgánica en la muestra contaminada, debido a la descomposición de los residuos orgánicos presentes en el lixiviado.

Finalmente, se observa claramente un aumento en los elementos "bases" (Al, Ca, Mg, K y Na), este aumento pudo estar favorecido por el arrastre de dichos elementos a través del lixiviado, acumulándolos en el perfil de estudio.

5.4 Caracterización mecánica

5.4.1 Curva característica de retención de humedad (succión matricial y total)

A continuación se presentan los resultados de las curvas características de retención de humedad realizadas para ambas muestras.

- Succión matricial:

Para la succión matricial se observa una disminución en la succión en la zona de los poros de tamaño intermedio en la muestra contaminada; estos poros son comúnmente formados por limos. Esta aseveración tiene lógica si se observan los resultados de la granulometría por hidrómetro, donde se obtuvo una mayor defloculación en el rango de los limos en la muestra contaminada. La presencia de lixiviados en la muestra contaminada afecta las partículas de tamaño limos generando una dispersión de dichos materiales. Esta defloculación aumenta los vacíos de la zona de poros de tamaño intermedio, al aumentar dichos vacíos las succiones en esa región son menores en la muestra contaminada.

En las zonas de los macroporos y microporos es evidente una mayor succión en la muestra contaminada, lo que se confirma mediante la microscopía electrónica de barrido, donde se observó un tamaño mayor en los poros de la muestra natural y macro y micro poros de menor tamaño en la muestra contaminada (Figura 5-13).

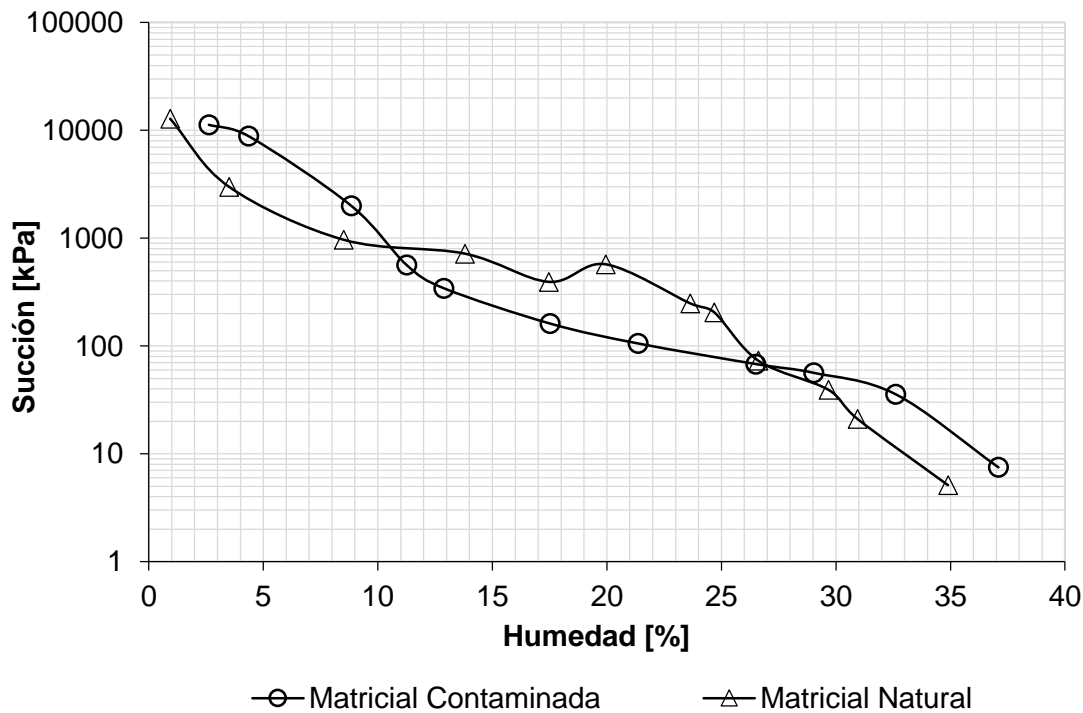


Figura 5-13: Curvas características de las muestras analizadas (Succión vs humedad).

- Succión Total (matricial+osmótica)

Para la succión total se observa un comportamiento peculiar en los valores de succión asociados a humedades mayores a 10 %, ya que con el aumento en el contenido de sales minerales presentado en la caracterización química, se esperaría una mayor succión en la muestra contaminada debido al incremento en las sales disueltas del líquido percolante, lo cual generaría una menor presión de vapor en el medio entre el papel filtro y la muestra y por ende una mayor succión (ver Figura 5-14). Pero como se mostró en la curva de fluidez de los materiales (Figura 5-3), el mayor aporte por succión osmótica en el suelo contaminado se tiene para humedades mayores a las obtenidas en el ensayo de succión.

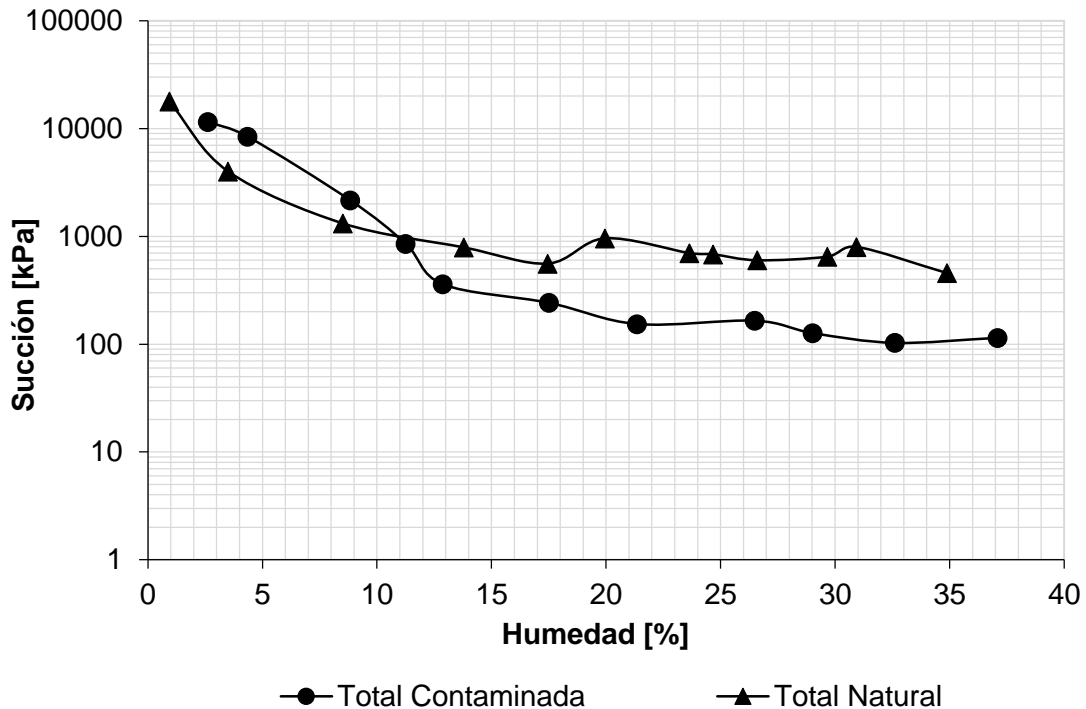


Figura 5-14: Curvas características de las muestras analizadas (Succión vs humedad).

Con el objetivo de comprender en profundidad el comportamiento presentado en la succión total, se realizó una transformación de las curvas características en función de los vacíos de las muestras para observar no solo el efecto que tiene el contenido de humedad en la succión sino el efecto que tienen los vacíos de las muestras en dicha succión.

Para la transformación de las curvas, se multiplicó el valor de la succión por la relación de vacíos promedio, e_{prom} , y se graficó la succión con respecto a la saturación y la energía e x pF con respecto a la saturación (ver Figura 5-15 y Figura 5-16).

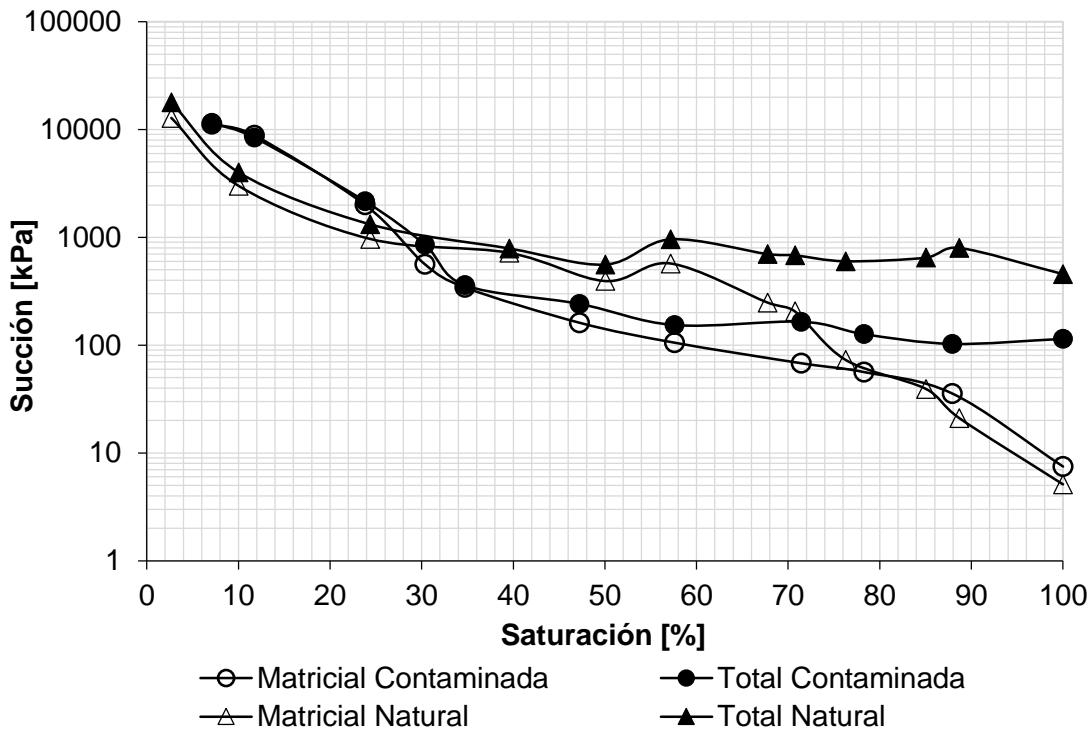


Figura 5-15: Succión vs saturación de las muestras analizadas.

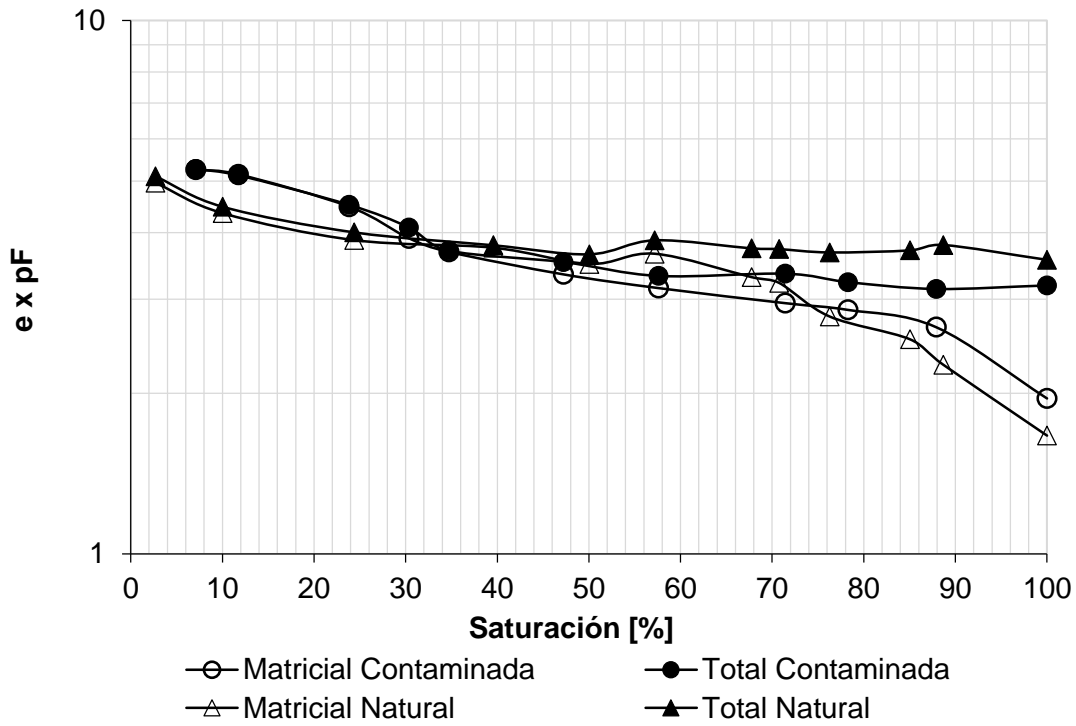


Figura 5-16: e x pF vs saturación de las muestras analizadas.

Considerando las transformaciones realizadas, se observa que el efecto producido por la contaminación en la succión total no es tan significativo como el efecto producido por la capilaridad o las fuerzas de absorción (succión matricial) en los vacíos de los materiales.

5.4.2 Corte directo Consolidado Drenado (CD)

Los ensayos de corte directo se realizaron en estado saturado y sin saturar para ambas muestras. Al igual que todos los ensayos de caracterización mecánica, los cortes directos se realizaron bajo el mismo contenido de humedad.

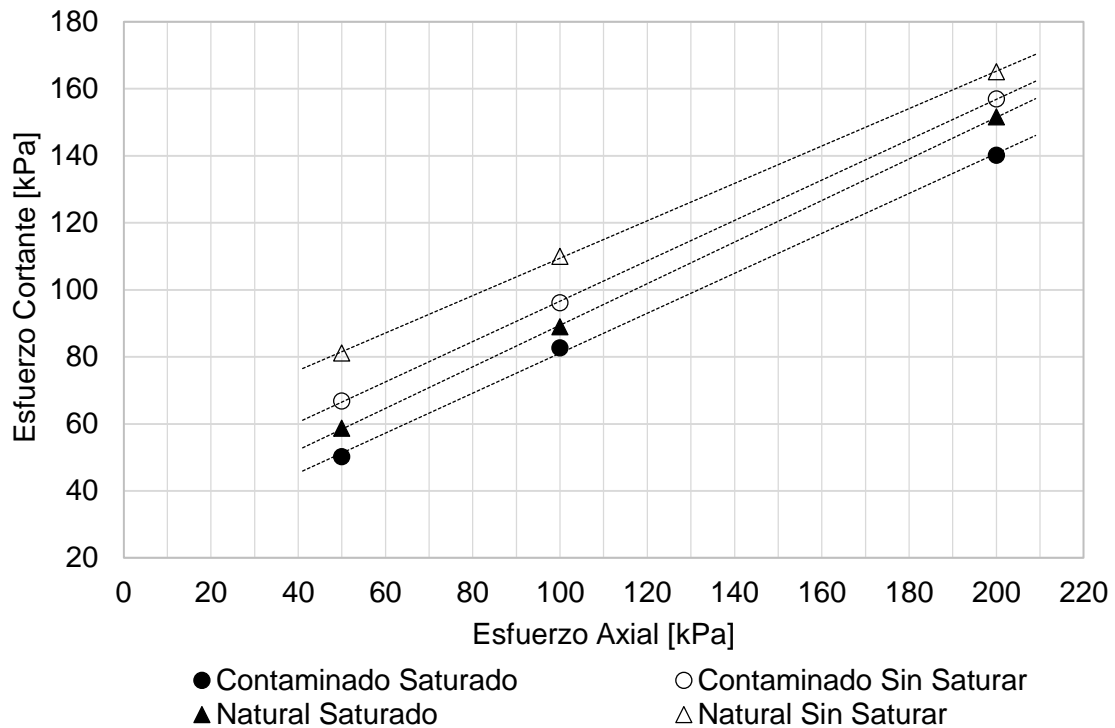


Figura 5-17: Esfuerzo axial vs esfuerzo cortante de las muestras estudiadas.

En la Figura 5-17 se puede observar una disminución de la resistencia en ambas muestras al pasar del estado sin saturar al estado saturado lo que nos indica que a partir de la entrada de agua en la estructura del suelo, se genera un decrecimiento en las propiedades mecánicas de las muestras independiente de su condición de contaminación.

De igual manera, es evidente que la muestra contaminada sin saturar presenta una disminución en la resistencia con respecto a la muestra natural sin saturar, lo que nos indica que solo el efecto de los lixiviados de por sí, tiene gran incidencia en la disminución de resistencia de las muestras. Efecto que puede ser constatado con la granulometría donde el punto de inflexión de la curva sin defloculante obtenida para el suelo contaminado corresponde a un menor tamaño de grano lo que podría estar apuntando para una inestabilidad de los agregados o de los paquetes de arcilla en presencia de agua.

Tabla 5-5: Parámetros de resistencia al corte de las muestras analizadas de acuerdo a la modalidad de ensayo realizada (Saturada y sin saturar).

	Cohesión [kPa]	Fricción [°]
Natural Sin Saturar	54	29
Natural Saturada	27	32
Contaminada Sin Saturar	36	31
Contaminada Saturada	22	31

En la Tabla 5-5 se puede apreciar que la disminución en la resistencia de las muestras debida a la saturación de los materiales y a la presencia de lixiviados en la estructura de los mismos se ve reflejada en la disminución de la cohesión mientras que el ángulo de fricción conserva un comportamiento homogéneo con respecto a los cuatro ensayos realizados.

La presencia de lixiviados en la muestra contaminada representa una pérdida de resistencia en la cohesión del material del orden de 18 % para la condición saturada con respecto a la muestra natural en condición saturada.

Con el objetivo de verificar el efecto de la succión en la resistencia al corte de los materiales se presentan a continuación dos transformaciones de la resistencia al corte en las cuales se grafica el esfuerzo cortante de las muestras con relación a las succiones, tanto matricial como total sumadas con el esfuerzo axial en unidades de pF dividido entre la relación de vacíos gráficos:

$$\frac{pF_{suma}}{e_r} = \frac{Succión_{matricial/total} + Esfuerzo Axial}{e_r}$$

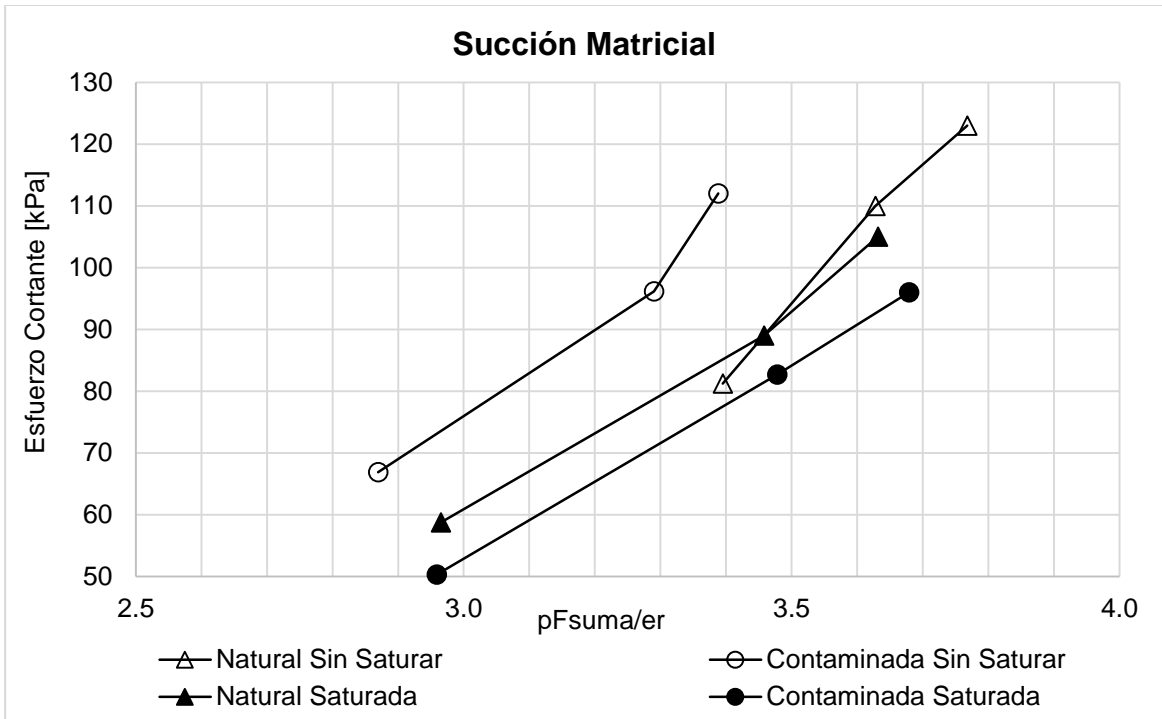


Figura 5-18: Relación Esfuerzo cortante vs. Succión matricial + tensión axial en pF entre relación de vacíos de ruptura

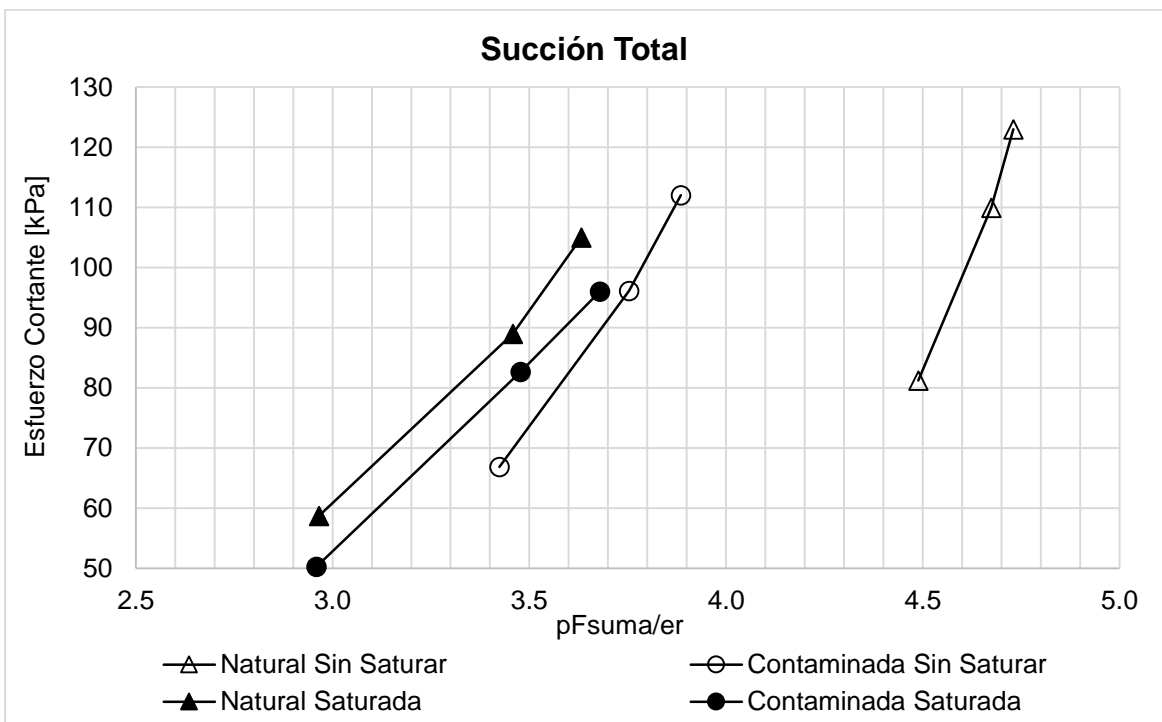


Figura 5-19: Relación Esfuerzo cortante vs. Succión total + tensión axial en pF entre relación de vacíos de ruptura.

De la Figura 5-18 se puede ver que para el suelo natural existe una tendencia ajustada indicando que la succión tiene un efecto semejante en la resistencia al efecto que tiene la tensión axial o tensión confinante. En el caso de la muestra contaminada dicha tendencia se aproxima para el caso de la succión total (Figura 5-19), indicando que tanto la succión matricial como la succión osmótica (succión total) tienen efecto en la resistencia del suelo, aproximando las líneas de tendencia del material (sin saturar y saturado).

A manera de ejercicio se realizó un análisis de estabilidad de un talud hipotético (que refleja la topografía de la zona de muestreo) con un ángulo de inclinación de 30° con respecto a la horizontal utilizando los valores obtenidos en los cortes directos saturados y sin saturar con el objetivo de visualizar el efecto en la estabilidad del talud con la disminución en los parámetros cohesión y fricción tanto en la condición estática como en la condición pseudo estática.

Para los análisis de estabilidad se tuvieron en cuenta las mismas condiciones para la falla, es decir, se utilizó la misma superficie de falla en todos los casos.

Tabla 5-6: Factores de estabilidad obtenidos para las condiciones saturadas y drenadas de las muestras analizadas. Condición estática.

Muestra	Condición Saturada	Condición No Saturada (Drenada)
Natural	1.61	2.71
Contaminada	1.39	1.98

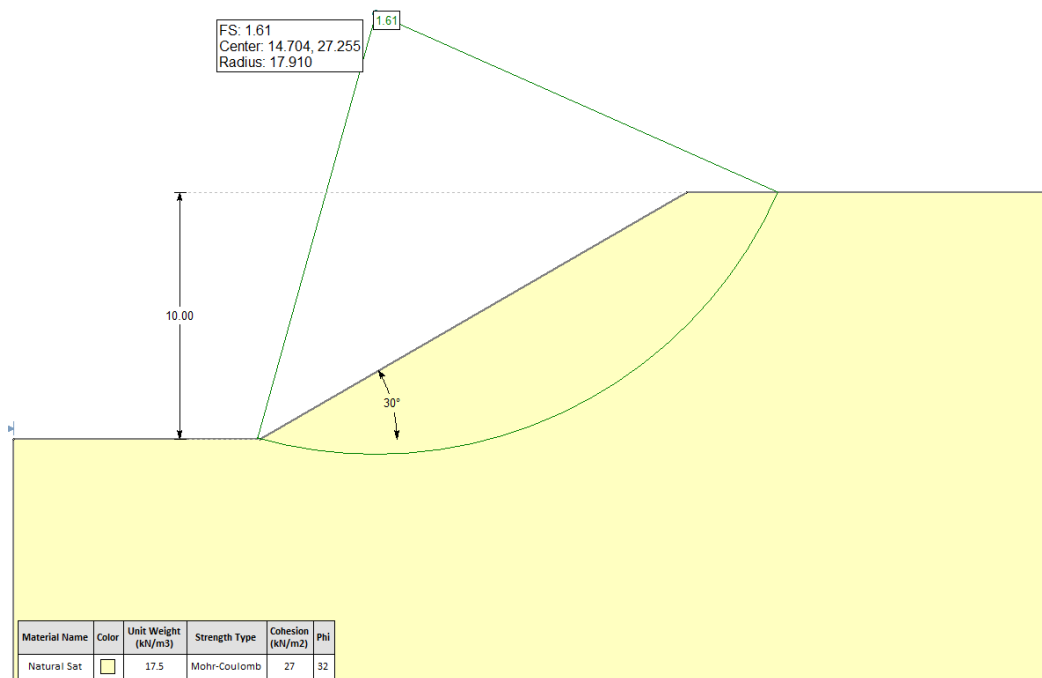


Figura 5-20: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo natural Saturado.

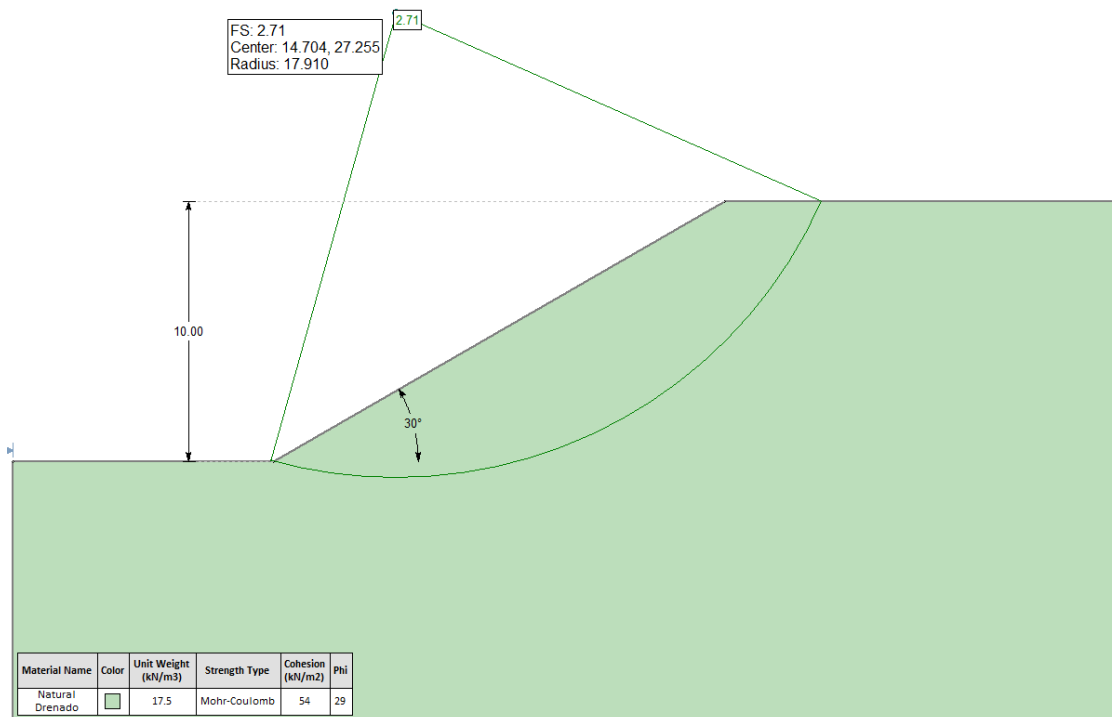


Figura 5-21: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo natural Sin Saturar.

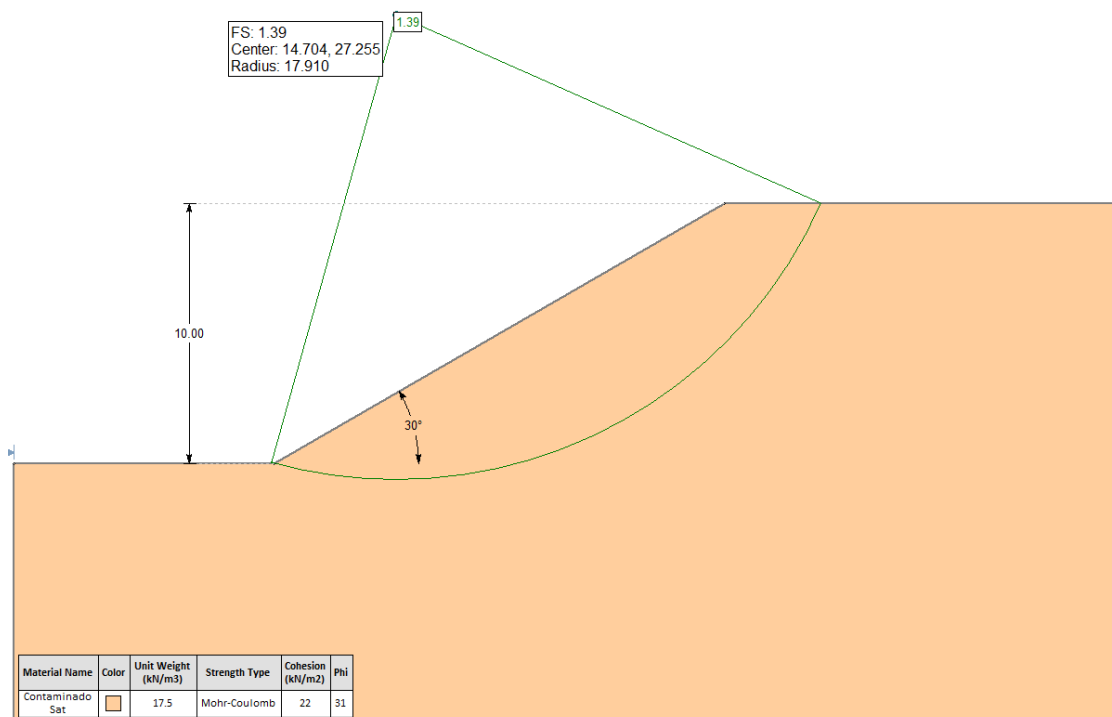


Figura 5-22: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo contaminado Saturado.

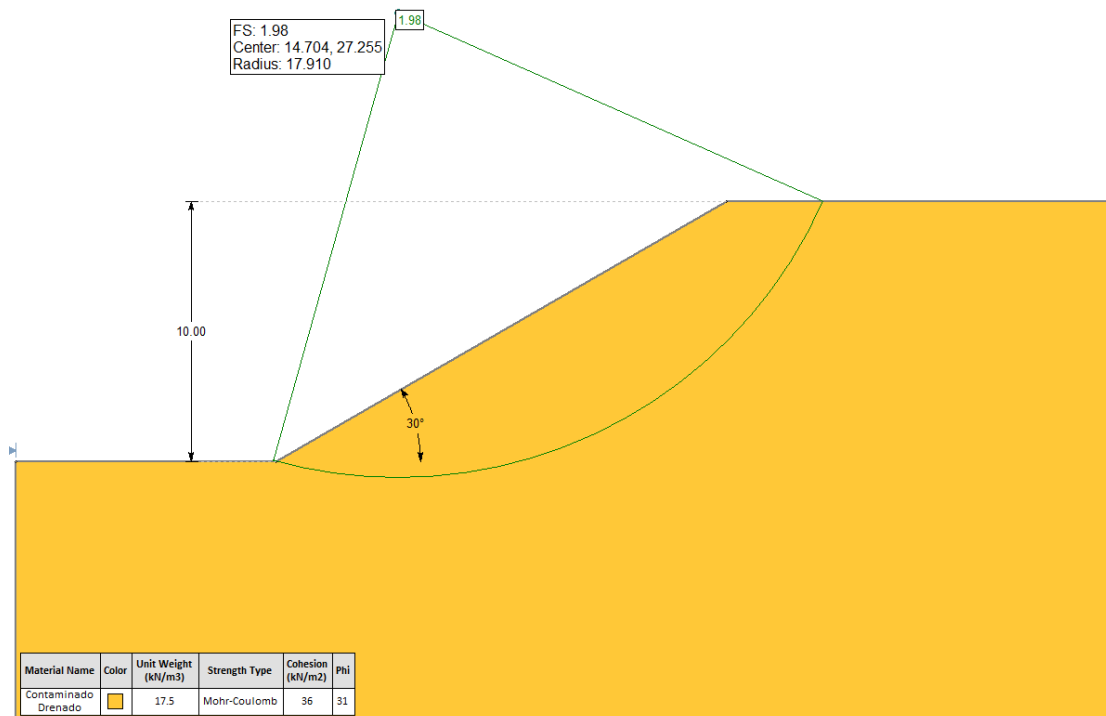


Figura 5-23: Análisis de estabilidad en condiciones estáticas del talud con los parámetros del suelo contaminado Sin Saturar.

Del análisis de estabilidad presentado en la Figura 5-20 a Figura 5-23, se destacan varios aspectos relevantes en cuanto al comportamiento de las muestras al pasar de estado drenado a estado saturado y al pasar de estado natural al estado contaminado; Se observa una importante disminución en las condiciones de estabilidad al pasar de condiciones drenadas a condiciones saturadas, obteniéndose una disminución del factor de seguridad del orden de 68% para la muestra natural y del 42% para la muestra contaminada.

Ahora, al comparar el comportamiento de ambas muestras entre sí, se observa que para las mismas condiciones de saturación, la muestra contaminada presenta menores factores de seguridad que la muestra natural. Para la condición saturada se observa una disminución del 16% en el factor de seguridad de la muestra contaminada. Para la condición sin saturar se observa una disminución del 37% en el factor de seguridad de la muestra contaminada.

Para la condición pseudo-estática, utilizando una aceleración horizontal máxima: $ah \approx 0.8 \cdot a_{\max} = 0.18$, se presenta la misma relación de disminución de las condiciones de estabilidad presentadas en la condición estática. En estas condiciones se obtuvieron factores de seguridad muy cercanos a y e incluso por debajo de 1, implicando condiciones de alto riesgo de inestabilidad ($FS < 1$).

Tabla 5-7: Factores de estabilidad obtenidos para las condiciones saturadas y drenadas de las muestras analizadas. Condición seudo estática.

Muestra	Condición Saturada	Condición No Saturada (Drenada)
Natural	1.14	1.95
Contaminada	0.98	1.41

5.4.3 Resistencia a la compresión inconfiada

Los ensayos de compresión inconfiada se ejecutaron bajo el mismo contenido de humedad natural en ambas muestras (25 %), eliminando de esta manera que exista diferencia en el efecto producido por la succión matricial en el resultado de la compresión.

Se puede verificar que la succión para la muestra natural en ese contenido de humedad es aproximadamente el doble que la succión actuante en la muestra contaminada, adicionalmente las variaciones de succión con la humedad en torno a un valor del 25% son mucho mayores en la muestra natural que en la contaminada.

En términos de deformación se observa que la muestra contaminada soporta una mayor deformación antes de la falla y a lo largo del desarrollo del ensayo; sin embargo, a pesar de soportar mayores deformaciones, su resistencia es un 35 % menor que la resistencia correspondiente a la muestra natural, tal disminución se relaciona directamente al proceso de lixiviación al que ha sido sometida la muestra contaminada (Figura 5-24). Aunque se mantuvieron dimensiones similares para los dos especímenes, las propiedades se han visto afectadas por la influencia de los residuos sólidos.

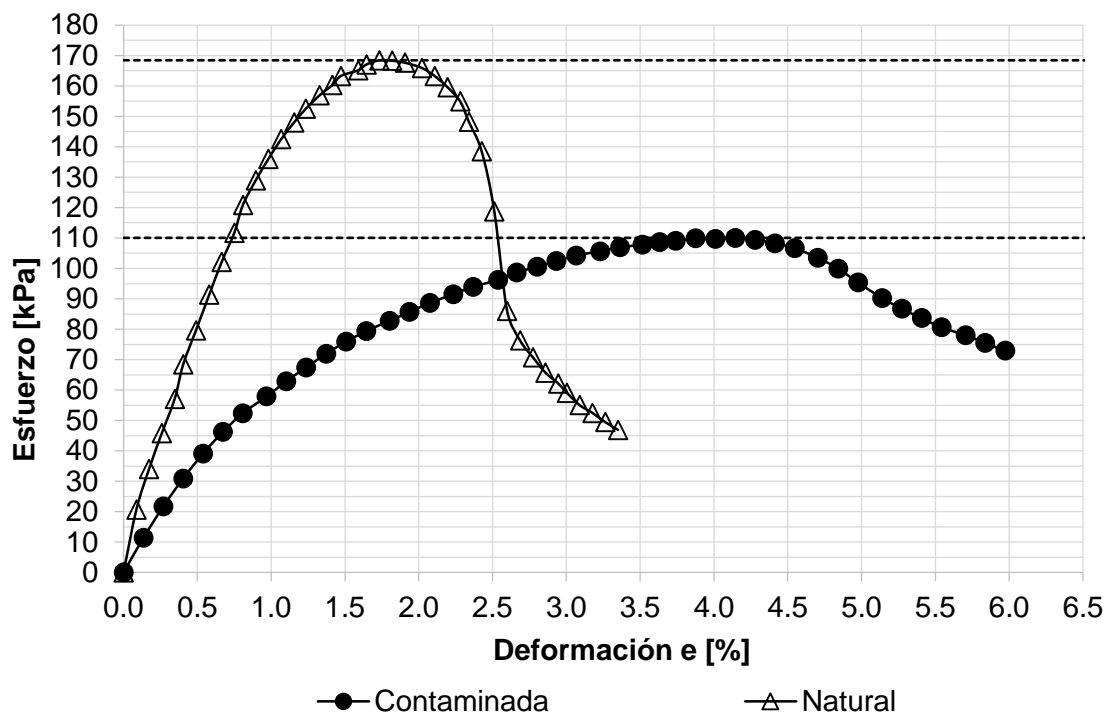


Figura 5-24: Resistencia a la compresión confinada de las muestras.

Las curvas son indicativo de dos estructuras diferentes, apuntando para una mayor floculación en la muestra natural y una mayor dispersión en la contaminada (Camapum De Carvalho, *et al.*, 1987).

De las gráficas presentadas en la Figura 5-24, se halló el valor del módulo de elasticidad (módulo de Young, E) para ambas muestras. Para la muestra natural se obtuvo un módulo $E = 13659$ kPa, mientras que para la muestra contaminada se obtuvo un módulo $E = 6000$ kPa. Se presenta una disminución del 56 % en el valor del módulo de la muestra contaminada, lo que representa una mayor deformabilidad de la misma.

Con el fin de disminuir el mayor número de variables en el análisis de resultados, se transformaron los valores de resistencia última obtenidos con los valores de relación de vacíos de cada muestra (resistencia última/relación de vacíos). Adicionalmente, se incluyó una transformación de los resultados con respecto a la succión de las muestras. Para esta última se siguió el siguiente procedimiento:

- Se tomaron los valores de humedad inicial de ambas muestras y se determinó el valor de succión correspondiente a esa humedad.
- Se calculó el valor pF en función de la succión matricial determinada.
- Se dividió el valor pF entre la relación de vacíos inicial de cada muestra (pF/e_0).
- Se dividió el valor de la resistencia a la compresión simple (Q_u) entre la relación (pF/e_0).

Tabla 5-8: Valores de resistencia última de las muestras transformados con la relación de vacíos.

Muestra	Relación de Vacíos Inicial, e	Resistencia Última [kPa]	Resistencia Normalizada [kPa]
Natural	0.96	168.44	175.46
Contaminada	1.09	110.05	100.96

Tabla 5-9: Valores de resistencia última de las muestras transformados con el valor pF/e_0 .

	Muestra Contaminada	Muestra Natural
e_0	1.09	0.96
W inicial [%]	24.9	25.3
Succión Matricial [kPa]	77	144
pF Matricial	2.89	3.17
Saturación [%]	67.13	72.51
Qu [kPa]	110.05	168.44
pF/e_0	2.66	3.30
Qu/(pF/e₀) [kPa]	41.44	51.06

Los resultados de la transformación con la relación de vacíos inicial confirman lo dicho anteriormente, que la resistencia se disminuye por efectos de la contaminación a la que fue sometida la muestra contaminada durante el tiempo de exposición al contaminante (Tabla 5-8).

Finalmente, con respecto a la transformación con los valores de succión, se observa que la diferencia entre los valores $Q_u/(pF/e_0)$ es mucho menor que la diferencia existente entre los valores de Q_u (Tabla 5-9).

5.4.4 Consolidación unidimensional (ensayos duplo-edométricos)

Para el ensayo de consolidación duplo-edométrico, sin llevar en cuenta el efecto de la succión y del índice de vacíos, se puede ver una semejanza de comportamiento. Pero integrando la porosidad y la succión, se observa que el suelo contaminado presenta menor colapso, eso probablemente debido a la succión osmótica (haciendo sobre salir la cualidad de los fluidos que han actuado en el material, lixiviado en el caso del suelo contaminado) (Figura 5-25).

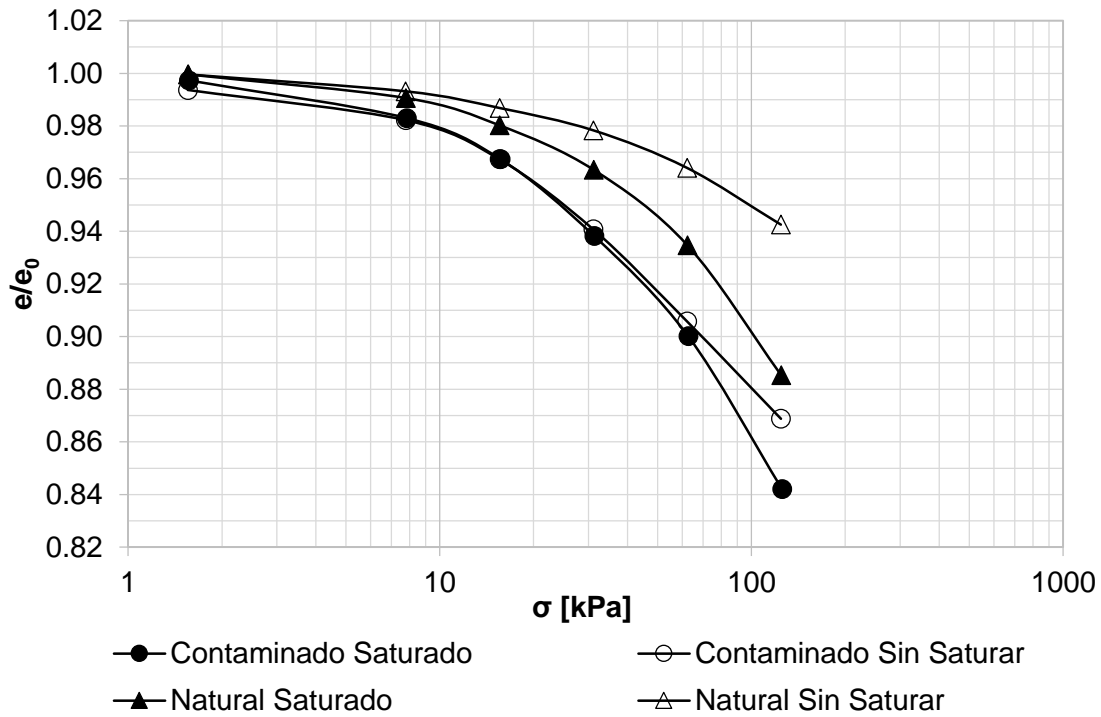


Figura 5-25: Curvas de compresibilidad de las muestras analizadas.

Analizando los resultados a partir de la curva de fluidez (Figura 5-3), se observa que hasta 35,2% de contenido de humedad, el suelo contaminado presenta mayor resistencia que el suelo natural, para humedades inferiores el comportamiento se invierte. Ahora asumiendo que el suelo se encuentra saturado, se calculan los índices de vacíos para cada muestra ensayada en el límite líquido, observando según la Figura 5-26, que la diferencia de comportamiento se da para índices de vacíos de 0.931, para valores superiores la resistencia es mayor en el suelo contaminado, invirtiéndose para valores menores.

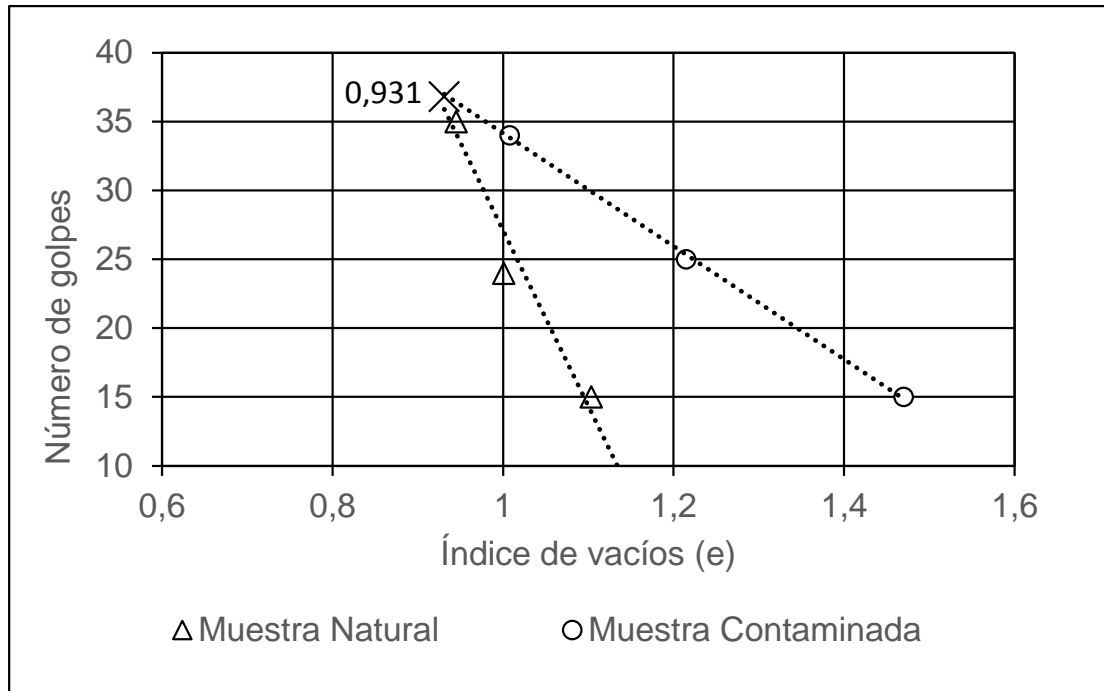


Figura 5-26: Índice de vacíos en el límite líquido.

Considerándose ahora los resultados de consolidación, se verifica que los índices de vacíos de los suelos ensayados contaminado y natural, están muy próximos a ese límite, por lo que no se registran grandes diferencias de comportamiento (Figura 5-25). Cabe recordar que el comportamiento del suelo depende de la succión-capilaridad y de la porosidad, por tanto el análisis conjunto de los parámetros en el comportamiento se torna relevante (Camapum & Pereira, 2002).

Como el fenómeno de colapso es función de la meta estabilidad estructural del suelo, éste será ocasionado por la alteración de las diferentes energías que están conduciendo al equilibrio. En el presente caso, las energías que están siendo modificadas son la tensión aplicada y la tensión debida a la succión. Por consiguiente, el suelo no saturado podrá presentar colapso por incremento de tensión o de la saturación; en cambio el suelo saturado, sufrirá colapso solo por incremento de carga ya que su succión tiende a ser nula. Dentro de este abordaje, la Figura 5-27 considera el colapso por incremento de tensión y el desplazamiento inmediato a los 7 min (tomado de las curvas carga vs tiempo), se observa una semejanza en los resultados tanto en estado natural como en estado saturado.

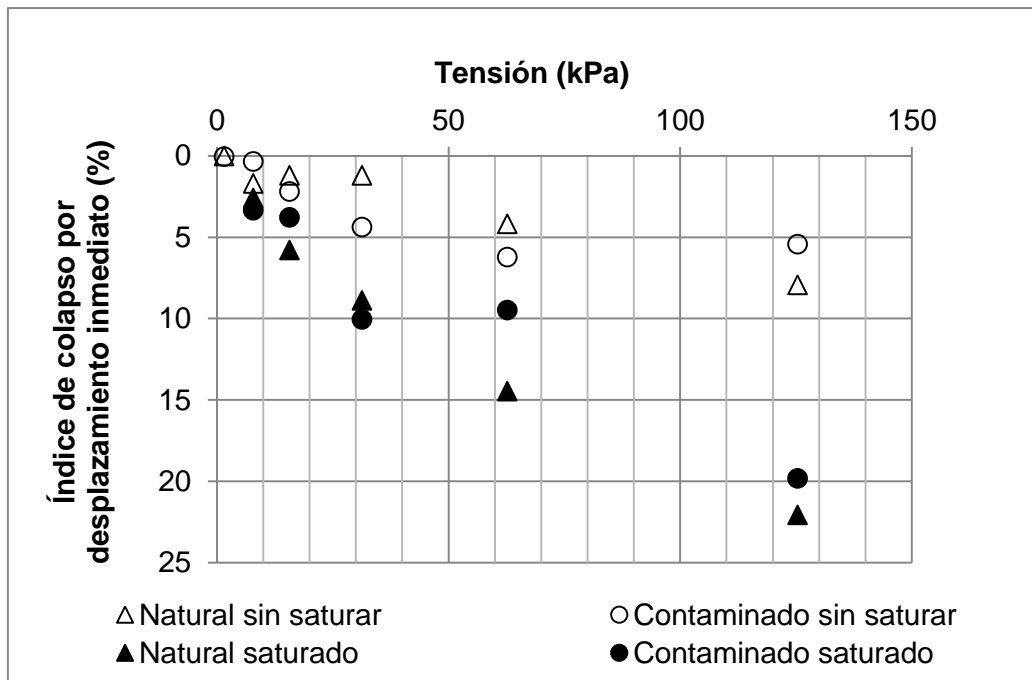


Figura 5-27: Tensión vs índice de colapso para el desplazamiento inmediato.

Analizando los resultados de colapso por carga en función de la succión en pF transformado en relación al índice de vacíos, se verifica la tendencia del comportamiento obtenido, en el que el suelo contaminado se torna más colapsible que el suelo natural, considerándose la faixa de humedades de la curva de fluidez (Figura 5-28).

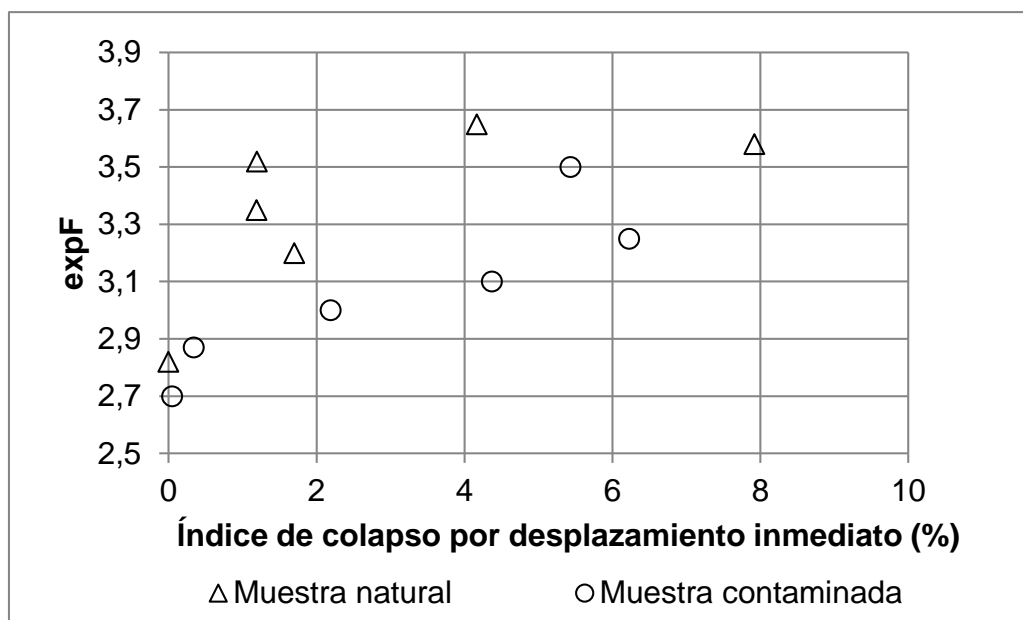


Figura 5-28: Índice de colapso para el desplazamiento inmediato vs $\exp F$.

Considerándose el colapso en función de la saturación (Figura 5-29), el comportamiento obtenido fue semejante al de colapso por carga, o sea, el suelo contaminado se mostró más colapsible.

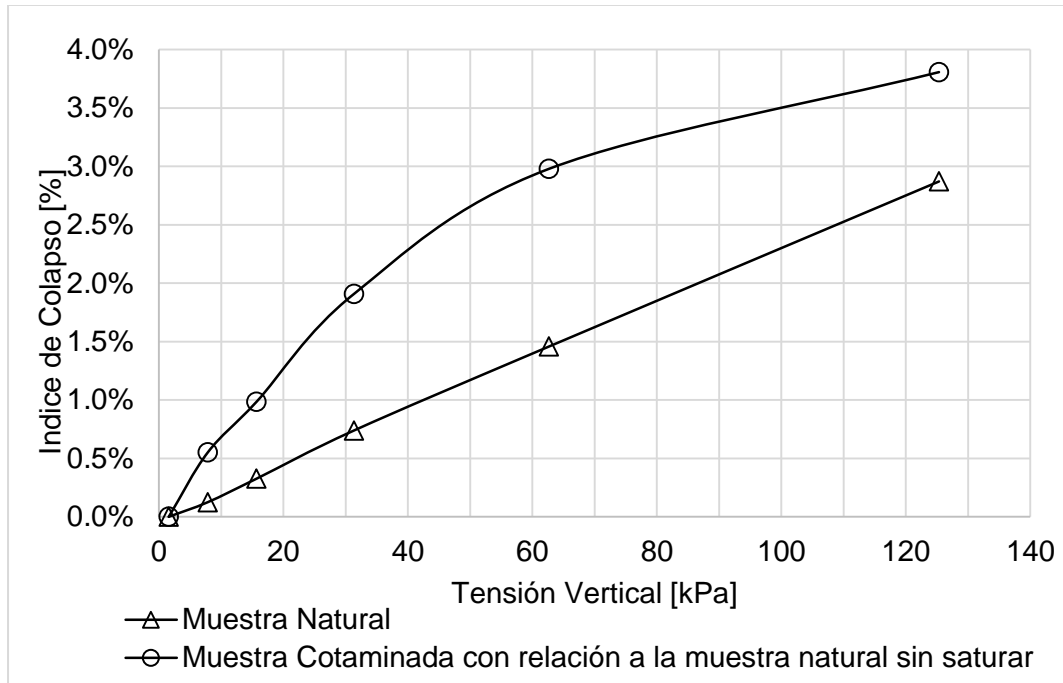


Figura 5-29: Tensión vs Índice de colapso total.

5.4.5 Pinhole test

Para analizar el potencial erosivo de las muestras y cuantificar los cambios producidos por la presencia de lixiviado en una de ellas, se realizó el "Pinhole test", cuyo resultado se muestra en la Figura 5-30:

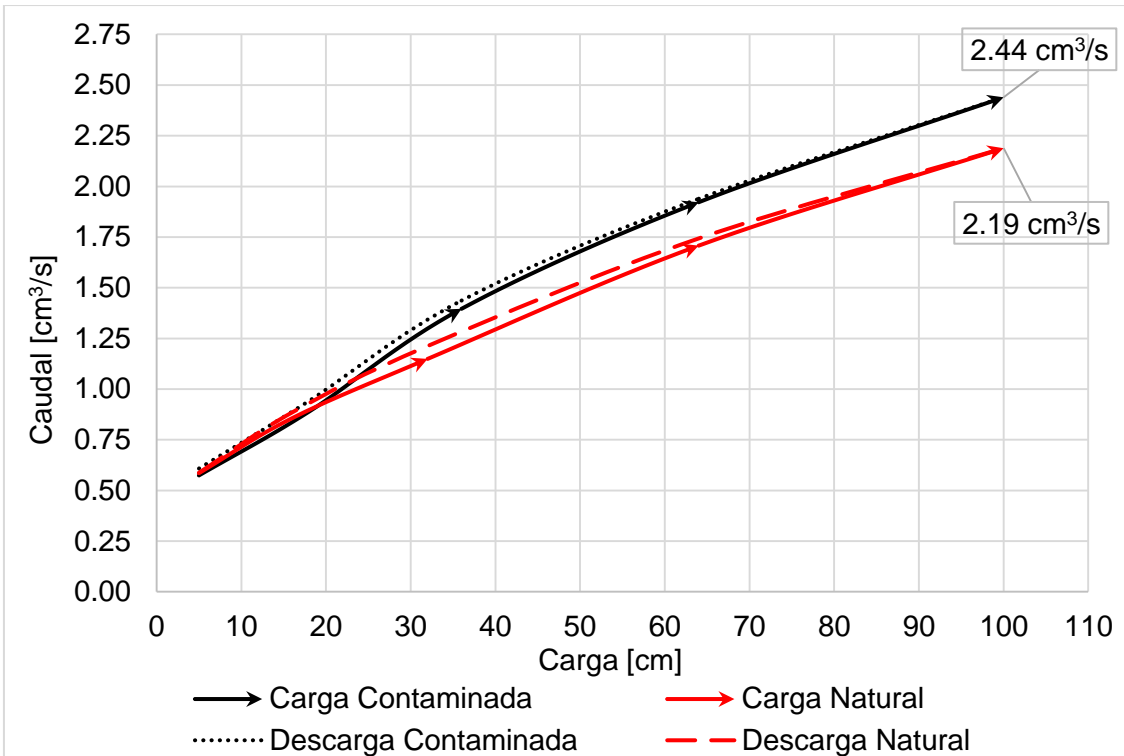


Figura 5-30: Resultados de los ensayos pinhole test en ambas muestras.

Como se puede observar a partir del ensayo de *Pinhole test* las dos muestras no presentan problemas de erodabilidad, ya que el trayecto de carga y descarga es similar en cada material, además el aumento en el caudal de la muestra contaminada no es lo suficientemente mayor que el de la muestra natural para determinar diferencias en los especímenes (ver Figura 5-30).

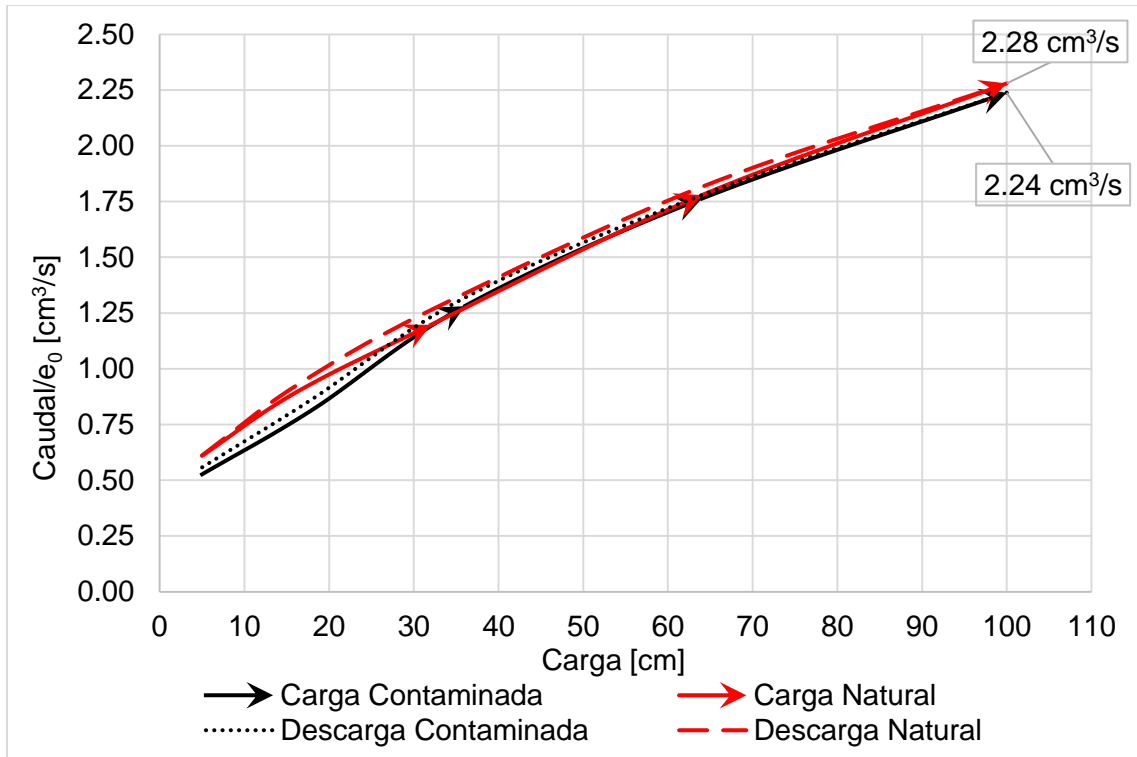


Figura 5-31: Curvas del ensayo *Pinhole test* normalizadas con la relación de vacíos inicial.

Al realizar una transformación de las curvas dividiendo el caudal de cada muestra por la relación de vacíos inicial, se puede ver que la curva del suelo natural está levemente por encima del suelo contaminado, evidenciando un mayor caudal, esto se debe a como fue descrito en el ensayo de compresión simple, a que la estructura de la natural es floclada y la de la contaminada es dispersa (Figura 5-31).

6 Conclusiones y recomendaciones

6.1 Conclusiones

- Se logró evidenciar cambios importantes en las propiedades físicas, químicas, estructurales y mecánicas de las muestras producidas por la presencia de lixiviados de residuos sólidos durante un periodo de tiempo prolongado dentro de la estructura de una de las muestras.
- En términos generales, el mayor efecto generado por la presencia de lixiviados en las propiedades del suelo, se presenta en las propiedades químicas del suelo. Dichos cambios afectaron notoriamente la estructura del material y por ende se ven afectadas las propiedades mecánicas y demás propiedades del suelo.
- En los análisis granulométricos se observa que la muestra contaminada presenta mayor porcentaje de materiales finos que la muestra natural. Esto se debe a que el lixiviado actúa defloculando más la muestra produciendo un efecto desagregador de las partículas, las cuales perderían estabilidad en presencia de agua, que posteriormente mostrará influencia en la resistencia al corte, siendo esta menor en la muestra contaminada.
- Se observó un cambio en los valores de límite líquido e índice de plasticidad al someter las muestras a un secado, mostrando un aumento en el límite líquido de las muestras que se secaron al aire previamente. Esta pequeña variación puede deberse a una degradación estructural del suelo por el proceso de secado.
- Se observó un aumento en el valor de límite líquido y una disminución del índice de plasticidad de la muestra contaminada. El aumento del límite líquido en la muestra contaminada puede obedecer principalmente al aumento de partículas de tamaño limo en el suelo. Estas variaciones se pueden atribuir además al cambio en la naturaleza del líquido al interior de los vacíos de la muestra. La desagregación de las partículas debido a la presencia de lixiviado, tiende a aumentar el área de superficie específica de suelo, lo que lleva a una alta absorción de agua que cambia los valores de los límites.
- Las clasificaciones mediante la metodología MCT mostraron diferencias en la contracción diametral de las muestras. La contracción diametral de la muestra contaminada aumentó un 65 % con respecto a la contracción de la muestra natural. Este cambio se debe al aumento de iones en el suelo transportados por los lixiviados

del contaminante lo que genera que haya mayor atracción entre las partículas de arcilla generando agregaciones inestables en la estructura de la muestra contaminada.

- En la caracterización química, se observa claramente un aumento en los elementos “bases” (Al, Ca, Mg, K y Na), este aumento pudo estar favorecido por el arrastre de dichos elementos a través del lixiviado, acumulándolos en el perfil de estudio. Es evidente además una disminución en el pH de la muestra contaminada generado por la descomposición de materia orgánica proveniente del lixiviado.
- Como los valores del pH en agua están por encima de los valores de PZC, sin pasar por éste al contaminar el material, el suelo no sufre desagregación por efecto del lixiviado. Adicionalmente, al ser el valor de carga neta ($Carga\ Neta = pH_{H_2O} - PZC$) de la muestra contaminada menor, está se encuentra un poco más agregada que la muestra natural, generando mayor porosidad.
- En los espectros obtenidos de la difracción de Rayos X para ambas muestras, no se evidencia un cambio mineralógico. Se presentan los mismos minerales con diferentes proporciones, lo que nos permite concluir que la presencia de contaminantes en las muestras no genera variaciones mineralógicas en las muestras.
- Por medio de las imágenes de la microscopía se pueden observar claramente las variaciones estructurales que sufre el suelo al contacto con los lixiviados. Se genera una atracción entre las partículas del material en la muestra contaminada, apreciándose un aglomeramiento (que podría estar vinculado a una mayor contracción de la muestra contaminada debido a la deshidratación, tal como se constató en el ensayo MCT), disminuyendo los macro y microporos, pero aumentando los poros intermedarios, como se verá en las curvas características de retención de agua; dicho incremento en los vacíos intermedarios consigue generar un aumento en el índice de vacíos total de la muestra contaminada comparada con la muestra natural. El aumento en el índice de vacíos fue de un 14 % al pasar de la muestra natural a la muestra contaminada.
- El comportamiento mecánico de las muestras se vio afectado significativamente por la presencia de lixiviados. Se observó que la muestra contaminada sin saturar presenta una disminución en la resistencia con respecto a la muestra natural sin saturar, lo que nos indica que solo el efecto de los lixiviados, tiene gran incidencia en la disminución de resistencia de las muestras. Además se dio una disminución en la resistencia de las muestras debida a la saturación de los materiales y a la presencia de lixiviados en la estructura de los mismos que se ve reflejada en la disminución de la cohesión. Por otra parte, se puede observar que el valor del ángulo de fricción interna permanece igual o con muy pequeñas variaciones al comparar los resultados de los cortes, lo que nos indica que el fluido de saturación no tiene incidencia en este parámetro.
- Al analizar las curvas de compresibilidad de las muestras, en los estados saturado y sin saturar, se observó un comportamiento muy similar al ocurrido en los ensayos de corte directo, donde se genera un aumento en las deformaciones en ambas muestras al pasar del estado sin saturar al estado saturado, presentándose incluso mayores deformaciones en la muestra contaminada sin saturar comparada con la muestra natural saturada, lo que nos indica que el efecto de la contaminación tiene mayor incidencia en la deformación de los materiales que la misma saturación con agua.

- Se observó una marcada influencia de la succión tanto matricial como osmótica en el comportamiento mecánico de las muestras. En el caso de corte directo, se observó que la succión tiende a tener un efecto semejante en la resistencia al efecto que tiene la tensión axial o tensión confinante.
- De los análisis de estabilidad presentados, se observa una importante disminución en las condiciones de estabilidad al pasar de condiciones drenadas a condiciones saturadas, obteniéndose una disminución del factor de seguridad del orden de 68% para la muestra natural y del 42% para la muestra contaminada. Adicionalmente, se observa que para las mismas condiciones de saturación, la muestra contaminada presenta menores factores de seguridad que la muestra natural. Para la condición saturada se observa una disminución del 16% en el factor de seguridad de la muestra contaminada. Para la condición sin saturar se observa una disminución del 37% en el factor de seguridad de la muestra contaminada.
- De los resultados de colapso por carga en función de la succión en pF transformado en relación al índice de vacíos y de colapso en función de la saturación (colapso total), se verifica que el suelo contaminado tiende a ser más colapsible que el suelo natural.
- Con relación a los resultados de los ensayos *pinhole test*, se puede ver que la curva del suelo natural esta levemente por encima del suelo contaminado, evidenciando un mayor caudal, esto se debe a como fue descrito en el ensayo de compresión simple, a que la estructura de la natural es floculada y la de la contaminada es dispersa.
- Los resultados de los ensayos mecánicos realizados muestran que el comportamiento de un suelo en estado natural en comparación con un suelo que ha sufrido un proceso de contaminación cambia en gran medida sus propiedades mecánicas:

Se presentó una disminución del 18 % en la cohesión de la muestra contaminada saturada en comparación con la muestra natural saturada, lo que representa por ejemplo una disminución del 12 % del esfuerzo cortante, τ , para un esfuerzo normal $\sigma = 50$ kPa.

En la resistencia a la compresión simple, se presentó una disminución en la resistencia última, q_u , de la muestra contaminada con respecto a la muestra natural del 35 %, adicionalmente, del ensayo de compresión inconfiada, se presentó una disminución en el módulo de elasticidad entre muestras del 56 %. Finalmente, de la normalización de la resistencia última con respecto a la succión, se observó una disminución de la resistencia normalizada del 43 % de la muestra contaminada con relación a la muestra natural.

Se presentaron aumentos hasta de 1.5% en el índice de colapso total al pasar de suelo natural a suelo contaminado, lo cual corresponde a un incremento hasta del 50% en dicho valor.

En el ensayo *pinhole test*, se presenta un aumento del 10 % del caudal de salida para una carga hidráulica de 100 cm en la muestra contaminada, evidenciando una mayor apertura del agujero, lo que representa una mayor erodabilidad en la muestra contaminada por ende una mayor susceptibilidad a procesos erosivos.

- Se observó en la revisión bibliográfica que en todos los casos en los que se analizaron muestras de suelo contaminadas artificialmente con lixiviados a escala de laboratorio en pequeños periodos de tiempo controlados se obtuvieron cambios en las propiedades geotécnicas. Este comportamiento se evidenció de igual manera en esta investigación en una muestra de suelo contaminada directamente en el sitio de disposición final y expuesta a lixiviados durante un periodo de más de 20 años. Lo anterior indica que a escala de laboratorio, se pueden predecir los cambios que llegaría a sufrir un suelo en campo que se vea afectado por lixiviados de residuos sólidos y tomar las medidas pertinentes del caso.
- Con base en los resultados obtenidos en la investigación, se resalta la necesidad de generar conciencia no solo en las autoridades ambientales sino en la comunidad en general en regular la disposición final de residuos sólidos en lugares que cumplan con todas las normativas para el manejo integral de los residuos y sus lixiviados. Lo cual evitará una contaminación al suelo de fundación con consecuentes problemas geotécnicos de consideración.
- A pesar de existir una normativa clara en cuanto al tratamiento que se debe dar a los lixiviados, siguen existiendo sitios tales como botaderos ilegales o incluso rellenos sanitarios municipales que generan un impacto negativo en el ambiente al incumplir con los requerimientos mínimos de disposición final de residuos sólidos y vertimiento de lixiviados.
- Si bien los resultados de esta investigación muestran un efecto en las propiedades geotécnicas del suelo producido por la presencia de lixiviados del relleno sanitario, cabe resaltar que las prácticas de manejo de vertimientos de lixiviados llevadas a cabo por la entidad encargada de la administración del relleno sanitario, cumplen con las normas técnicas y están regidas y controladas por un Plan de gestión del riesgo para el manejo de vertimiento de lixiviados avalado por la Corporación Autónoma Regional CORNARE. Se deberá tener especial cuidado con el paso accidental de lixiviados desde las cunetas instaladas para dicho fin a las cunetas de aguas lluvias, realizando un aislamiento entre los dos sistemas de cunetas.

6.2 Recomendaciones

- Para tener una mejor comprensión de los efectos del lixiviado en las propiedades geotécnicas de un suelo residual, se recomienda realizar un nuevo trabajo de investigación que incluya una triple comparación entre una muestra sin contaminación y muestras contaminadas tomadas a diferentes profundidades, con el objetivo de cuantificar los efectos de la contaminación con respecto a la profundidad de las muestras.
- Debido a los cambios observados en los resultados y teniendo en cuenta el efecto que presenta la succión en el comportamiento de los materiales, es recomendable para futuros trabajos de investigación, que los ensayos de resistencia se realicen bajo las mismas condiciones de succión y no bajo las mismas condiciones de humedad, ya que el efecto de la succión en la resistencia de las muestras es bastante considerable.

- Se recomienda realizar una investigación que incluya una comparación entre una muestra natural, una muestra contaminada con lixiviados antes de ser sometidos a un proceso de tratamiento como el presentado en el Relleno sanitario El Santuario y una muestra contaminada con lixiviados tratados, tomada en la zona de descarga de los lixiviados al afluente de la Quebrada La Marinilla.

Referencias

- Achankeng, E. (2004). *Sustainability in municipal solid waste management in Bamenda and Yaounde, Cameroon*. University of Adelaide, Australia.
- Alhassan, M. (2012). Effect of Municipal Solid Waste on Geotechnical Properties of Soils, 1(5), 204–210.
- Álvarez, A. . (1983). Geología de la cordillera central y el occidente colombiano y petroquímica de los intrusivos granitoides mesocenoicos. *Boletín Geológico - INGEOMINAS*, 26(2), 1–175. Retrieved from <http://biblat.unam.mx/es/revista/boletin-geologico-ingeominas/articulo/geologia-de-la-cordillera-central-y-el-occidente-colombiano-y-petroquimica-de-los-intrusivos-granitoides-mesocenoicos>
- Arias, A. C. (2007). *Suelos Tropicales*. (E. U. E. a D. EUNED, Ed.) (2nd ed.). San Jose: EUNED, Editorial Universidad Estatal a Distancia.
- Arrieta Rodríguez, M. T. (2011). *Biomíneralización Aplicada a La Mitigación De Procesos Erosivos Superficiales, En Un Suelo Tropical De La Ciudad de Medellín*. Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/5472/1/1103096887.2011.pdf>
- ASTM D2166-13. (n.d.). Standard Test Method of Unconfined Compressive Strength of Cohesive Soil. *Astm Int'L*, 1–7.
- ASTM D2216-10. (n.d.). Standard Test Method for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass, (November 1988), 1–7.
- ASTM D2435-11. (n.d.). Standard Test Methods for One-Dimensional Consolidation Properties of Soils Using.
- ASTM D2487-11. (2006). Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). *ASTM Standard Guide*, 1–5.
- ASTM D3080-11. (n.d.). Standard Test Method for Direct Shear Test of Soils Under Consolidated Drained Conditions, 1–9.
- ASTM D422-63. (n.d.). Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils, 63(Reapproved 2007), 1–8.
- ASTM D4318-10. (n.d.). Standard test methods for liquid limit, plastic limit, and plasticity index of soils, 1–16.
- ASTM D5298-10. (n.d.). D5298-94: Standard Test Method for the Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper. *Annual Book of ASTM Standards*, 1–6.
- ASTM D7015-13. (2013). Standard Practices for Obtaining Intact Block (Cubical and Cylindrical) Samples of, 1–7.
- ASTM D854-10. (n.d.). Standard test methods for specific gravity of soil solids by water pycnometer. *The American Society for Testing and Materials, West ...*, 1–8.
- Barlaz, M. A. (2006). Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 26(4), 321–33. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.002>
- Blight, G. (2008). Slope failures in municipal solid waste dumps and landfills: a review.

- Waste Management & Research*, 26(5), 448–463.
- Bodzek, M., Hung, Y.-T., & Surmacz-Gorska, J. (2004). Treatment of Landfill Leachate. In H. H. L. and C. Y. Lawrence K. Wang, Yung-tse Hung (Ed.), *Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment* (pp. 1155–1208).
- Bourman, R. P., & Ollier, C. D. (2002). A critique of the Schellmann definition and classification of “laterite.” *Catena*, 47(2), 117–131. [http://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00178-3](http://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00178-3)
- Brunner, P. H., & Fellner, J. (2007). Setting priorities for waste management strategies in developing countries. *Waste Management & Research*, 25(3), 234–240. <http://doi.org/10.1177/0734242X07078296>
- Butt, T. E., Gouda, H. M., Baloch, M. I., Paul, P., Javadi, A. A., & Alam, A. (2014). Literature review of baseline study for risk analysis - The landfill leachate case. *Environment International*, 63, 149–162. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.015>
- Butt, T. E., Ingles, A. J. D., & Baloch, M. I. (2011). A conceptual model outline for integrated exposure assessment of waste disposal sites. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 30(4), 696–708. <http://doi.org/10.1002/ep.10526>
- Camapum De Carvalho, J., Crispel, J.-J., & Nardone, A. (1987). La reconstitution des éprouvettes en laboratoire. *Rapport de Recherche LPC No. 145*, 58.
- Camapum de Carvalho, J., Gitirana Jr, G., Machado, S., Mascarenha, M. M., & Filho, F. (2015). *Solos não saturados no contexto geotécnico*. (Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Ed.). Sao Paulo.
- Camapum de Carvalho, J., Martines Sales, M., Moreira de Sousa, N., & da Silva Melo, M. (2006). *Processos Erosivos no Centro-Oeste Brasileiro*. (FINATEC, Ed.) (1st ed.). Brasília.
- Camapum De Carvalho, J., & Pereira, J. H. F. (2002). Une approche pour la description des propriétés des sols non saturés. In *3RD INTERNATIONAL CONFERENCE ON UNSATURATED SOILS (UNSAT 2002)* (pp. 501–506). Recife, Brazil.
- Chandler, R. J., Crilly, M. S., & Montgomery-Smith, G. (1992). *A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings*. *Proceedings of the Institute of Civil Engineering* (2nd ed.).
- Chian, E. S. K., & DeWalle, F. B. (1976). Sanitary landfill leachates and their leachate treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 102(2), 411–431.
- CORNARE. (2006). PLAN DE ORDENACIÓN Y MANEJO DE LAS CUENCAS BODEGAS Y EL SALTO, MPIO DE EL SANTUARIO. Medellín.
- Decreto 838. (2005, March 23). Disposición final de residuos sólidos. *Diario Oficial* 45862. 28 de Marzo. Retrieved from <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=16123>
- Deere, D. U., & Patton, F. D. (1971). Slope Stability in Residual Soils. In *IV Pan-American Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering* (pp. 87–168). Puerto Rico.
- EE.PP. El Santuario. (2015a). PLAN DE GESTIÓN DE RIESGOS PARA MANEJO DE VERTIMIENTOS DE LIXIVIADOS. El Santuario.
- EE.PP. El Santuario. (2015b). Plan de Manejo Ambiental Relleno Sanitario municipio de El Santuario, Antioquia.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., & Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269–282. [http://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](http://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X)
- Feininger, T., & Botero, G. (1982). *The Antioquian Batholith, Colombia*. *Publicaciones Geológicas Especiales del Ingeominas* (Vol. 12). Medellín.
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated

- carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 54–60. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- Fookes, G. P. (2004). *Suelos Residuales Tropicales. Traducción de Fabián Hoyos*. (H. N. Editores, Ed.). Medellín.
- Fortes, R. M. (1997). *Método das Pastilhas para Identificação Expedita do Grupo MCT – Miniatura Compactada Tropical*. Universidade Mackenzie, Sao Paulo.
- Francisca, F. M., & Glatstein, D. a. (2010). Long term hydraulic conductivity of compacted soils permeated with landfill leachate. *Applied Clay Science*, 49(3), 187–193. <http://doi.org/10.1016/j.clay.2010.05.003>
- Gao, W., Chen, Y., Zhan, L., & Bian, X. (2015). Engineering properties for high kitchen waste content municipal solid waste. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, 7(6), 646–658. <http://doi.org/10.1016/j.jrmge.2015.08.007>
- Gotvajn, A. Z., Tisler, T., & Zagorc-Koncan, J. (2009). Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2–3), 1446–56. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.037>
- Harun, S. N., Ali Rahman, Z., Rahim, S. A., Lihan, T., & Idris, W. M. R. (2013). Effects of leachate on geotechnical characteristics of sandy clay soil. *AIP Conference Proceedings*, 1571(February 2016), 530–536. <http://doi.org/10.1063/1.4858709>
- Kang, K. H., Shin, H. S., & Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, 36(16), 4023–4032. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00114-8](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00114-8)
- Kargi, F., & Pamukoglu, M. Y. (2004). Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*, 94(3), 285–91. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.01.003>
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J. W. F., & Barlaz, M. A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 32(3), 498–512. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.010>
- Lavorenti, A., & Alves, M. E. (2005). Point of zero salt effect: Relationships with Clay Mineralogy of representative Soils of the Sao Paulo State, Brazil. *Pedosphere*, 15(5), 545–553.
- Lema, J. M., Mendez, R., & Blazquez, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3–4), 223–250. <http://doi.org/10.1007/BF00163730>
- Li, J., Xue, Q., Wang, P., & Liu, L. (2013). Influence of leachate pollution on mechanical properties of compacted clay: A case study on behaviors and mechanisms. *Engineering Geology*, 167, 128–133. <http://doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.10.013>
- Londoño G, A. C. (1998). Geofomas Asociadas al Batolito Antloqueño. *Geología Colombiana*, 23(23), 133–143.
- Maya, M. (1992). Catálogo de dataciones isotópicas en Colombia. *Boletín Geológico - INGEOMINAS*, 32(13), 127–187.
- Nayak, S., Sunil, B. M., & Shrihari, S. (2007). Hydraulic and compaction characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. *Engineering Geology*, 94(3–4), 137–144. <http://doi.org/10.1016/j.enggeo.2007.05.002>
- Nogami, J. S., & Villibor, D. F. (1995). *Pavimentacao de Baixo Custo com Solos Lateríticos*. (E. Villibor, Ed.) *Pavimentação de Baixo Custo com Solos Lateríticos* (1st ed.). Sao Pablo.
- Olivera, A. M. D. S., & Brito, S. N. A. de. (1998). *Geologia de engenharia*. (ABGE, Ed.) (1st ed.). Sao Pablo.
- Ordoñez, O. (1997). *O Pre Cambriano na parte norte da Cordilheira Central dos Andes Colombianos*. Universidad de Brasilia.

- Östman, M. (2008). *Ageing landfills—development and processes*. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Oztoprak, S., & Pisirici, B. (2011). Effects of micro structure changes on the macro behaviour of Istanbul (Turkey) clays exposed to landfill leachate. *Engineering Geology*, 121(3–4), 110–122. <http://doi.org/10.1016/j.enggeo.2011.05.005>
- Page, W., & James, M. (1981). The antiquity of the erosion surfaces and late Cenozoic deposits near Medellín, Colombia: Implications to tectonics and erosion rates. *Revista CIAF*, 6, 421–454.
- Park, J. Y., & Batchelor, B. (2002). A multi-component numerical leach model coupled with a general chemical speciation code. *Water Research*, 36(1), 156–166. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00207-X](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00207-X)
- PBOT El Santuario. (2000). *Plan Básico de Ordenamiento Territorial para el Municipio de El Santuario, Antioquia*.
- Quintero, A. (2011). *VARIACIÓN DE LAS PROPIEDADES GEOTECNICAS POR LOS LIXIVIADOS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN UN SUELO TROPICAL*. Universidad Nacional de Colombia.
- Quintero, A., & Valencia González, Y. (2012). Variación de las propiedades geotécnicas por los lixiviados de residuos sólidos urbanos en un suelo tropical. *XVI JORNADAS GEOTÉCNICAS DE LA INGENIERÍA COLOMBIANA BOGOTÁ D.C. COLOMBIA, 17, 18 Y 19 DE OCTUBRE DE 2012*, 16.
- Reinhart, D. R. (1995). Why wet landfills with leachate recirculation are effective. In *Geotechnical Special Publication* (pp. 93–99). ASCE. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0029527982&partnerID=tZOtx3y1>
- Rendón Rivera, A. de J., Caballero Acosta, J. H., Arias López, A., González Patiño, A., Arenas Rivillas, J. A., & Gallego, J. J. (2011). Estudio Geológico-Geomorfológico En El Oriente Cercano a Medellín, Como Apoyo a La Búsqueda De Actividad Tectónica Reciente. *Boletín de Ciencias de La Tierra*, (29), 39–54. Retrieved from <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/rbct/article/view/29249/39423>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–93. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Reyes, J. a L., Ramírez, J. H., Mancilla, L. O., Diazconti, C. C., & Garrido, M. M. L. (2008). Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: a case in México. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28 Suppl 1, S33-9. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.024>
- Rivera, J. R. (2011). *Geotecnia de rellenos sanitarios*. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín.
- Rodriguez, G., Gonzalez, H., & Zapata, G. (2005). *Geología De La Plancha 147 Medellín Oriental*. Medellín.
- Schellmann, W. (1981). Considerations on the definition and classification of laterites. In *Lateritisation processes. Proc. international seminar, Trivandrum, India, 1979* (pp. 1–10). A.A. Balkema, Rotterdam.
- SSPD. (2015). *Disposición Final de Residuos Sólidos*. Bogotá. Retrieved from <http://www.superservicios.gov.co/Publicaciones/Acueducto-Alcantarillado-y-Aseo/Disposicion-Final-de-Residuos-Solidos-Informe-Nacional-Elaborado-20152>
- Strakhov, N. M. (1967). *The principles of Lithogenesis*. (Oliver & Boyd, Ed.). Edinburgh.
- Sunil, B. M., Shrihari, S., & Nayak, S. (2009). Shear strength characteristics and chemical characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. *Engineering Geology*, 106(1–2), 20–25. <http://doi.org/10.1016/j.enggeo.2008.12.011>
- Varank, G., Demir, A., Top, S., Sekman, E., Akkaya, E., Yetilmezsoy, K., & Bilgili, M. S.

- (2011). Migration behavior of landfill leachate contaminants through alternative composite liners. *The Science of the Total Environment*, 409(17), 3183–96. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.044>
- Welander, U., Henrysson, T., & Welander, T. (1997). Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*, 31(9), 2351–2355. [http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00080-8](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00080-8)
- Yaron, B., Dror, I., & Berkowitz, B. (2008). Contaminant-induced irreversible changes in properties of the soil-vadose-aquifer zone: an overview. *Chemosphere*, 71(8), 1409–21. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.045>
- Zhan, T. L. T., Guan, C., Xie, H. J., & Chen, Y. M. (2014). Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: a field and theoretical investigation. *The Science of the Total Environment*, 470–471, 290–8. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.081>
- Zuluaga, M., Valencia González, Y., Monsalve, J. S., & Ocampo, S. (2010). Efecto del depósito de residuos sólidos urbanos en las propiedades físico-químicas y mecánicas de un suelo tropical laterítico del Batólito Antioqueño (Colombia). *Congresso Brasileiro de Mecânica Dos Solos E Engenharia Geotécnica 2010*, 8.