

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el título de Ingeniería Ambiental con el grado académico de Licenciatura

“Diseño de un campo de drenaje de agua residual ordinaria con enfoque en remediación, más allá de su disposición en el subsuelo urbano”

Jordan Josué Zúñiga Gutiérrez

Cartago, Junio, 2020.

TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental

**“Diseño de un campo de drenaje de agua residual ordinaria con enfoque en remediación,
más allá de su disposición en el subsuelo urbano”**

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura.

Miembros del tribunal

FEDERICO MASIS
MELENDEZ (FIRMA)

Firmado digitalmente por
FEDERICO MASIS MELENDEZ
(FIRMA)
Fecha: 2020.06.25 14:35:20 -06'00'

PhD. Federico Masís Meléndez

Director

ELIAS ROSALES
ESCALANTE
(FIRMA)

Firmado digitalmente por
ELIAS ROSALES ESCALANTE
(FIRMA)
Fecha: 2020.07.01 16:13:46
-06'00'

MS. Eng. Elías Rosales Escalante

Lector 1

DIANA ALEXANDRA
ZAMBRANO
PIAMBA (FIRMA)

Firmado digitalmente por
DIANA ALEXANDRA
ZAMBRANO PIAMBA (FIRMA)
Fecha: 2020.06.25 13:41:38
-06'00'

MS. Eng. Diana A. Zambrano Piamba

Lectora 2

DIANA ALEXANDRA
ZAMBRANO
PIAMBA (FIRMA)

Firmado digitalmente por
DIANA ALEXANDRA
ZAMBRANO PIAMBA (FIRMA)
Fecha: 2020.06.25 13:42:11
-06'00'

MS. Eng. Diana A. Zambrano Piamba

Coordinadora COTRAFIG

Firmado digitalmente por RICARDO
ELIAS COY HERRERA (FIRMA)
Fecha: 2020.06.26 11:43:07 -06'00'

MGA. Ricardo Coy Herrera

Director Escuela de Química

ANA LORENA ARIAS
ZUÑIGA (FIRMA)

Firmado digitalmente por ANA
LORENA ARIAS ZUÑIGA (FIRMA)
Fecha: 2020.06.30 17:02:49 -06'00'

MS. Eng. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A Dios

Por darme las oportunidades adecuadas en la vida.

A mi familia

En especial a mi mamá y a mi papá, por brindarme siempre su apoyo y por creer en mí.

A mis amigos

Por haberme acompañado durante toda la vida universitaria y hacer de esta etapa una experiencia inolvidable y amena.

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor, Federico Masís Meléndez, por compartir toda su experiencia, guiarme durante todo este proceso, aconsejarme, y siempre estar dispuesto a ayudarme a crecer académica y profesionalmente.

A la profesora Diana Zambrano por toda la ayuda brindada durante toda la carrera, por la ayuda prestada para sacar adelante el proyecto y por el tiempo que dedicó para responder las dudas que surgieron durante el desarrollo de este.

A mis amigos Allison Gómez, David Arias, Eliane Virginio, Esteban Monge, Fiorella Solano, Jordi Maroto, Karol Muñoz, Rafaela Sutter, Rebecca Pessoa y Valeria Alfaro, por haberme apoyado siempre de una u otra manera y por convertirse en parte de mi familia.

A los médicos que velaron por mi salud y a la CCSS, sin ellos llegar hasta acá no hubiera sido posible.

Al grupo de trabajo del laboratorio de suelos: Alejandro Miranda, Byron Setoguchi, Christie Rodríguez, Eduardo Ortiz, Francisco Murillo, Josefina Sullivan, Karina Shum, Melany Díaz, Natalia Gómez y Sofía Acerbi; quienes me brindaron su ayuda para sacar adelante este proyecto y estuvieron ahí para apoyarme.

Al personal del Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) especialmente a Andrey Caballero, a Diana Robles, a Javier Montero, a Pamela Zamora, a Paola Barrientos y a Sofía Infante por toda la ayuda brindada con los análisis de las muestras del proyecto y por sus lecciones.

A Don Elías Rosales por los consejos que nos brindo para futuros proyectos y por las recomendaciones e ideas de suma importancia que ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo.

A la profesora Aura Ledezma y al grupo de estudiantes que brindaron su apoyo para la construcción del campo de drenaje entre ellos Adriana Quesada, Ericka Ramírez, María Araya, Melissa Alférez, Rodrigo Rojas y otras personas que estuvieron presentes y ayudaron con la construcción de este, así como el grupo de trabajo de laboratorio de suelos que estuvo siempre presente dispuesto a ayudar.

A los profesores Jaime Quesada, Luis Romero, Noemi Quirós y Ricardo Ulate por su ayuda con el préstamo de equipos, aporte de materiales, la lectura de distintos parámetros de las muestras del proyecto y en general por toda la ayuda que brindaron para que el proyecto se pudiera desarrollar.

Al personal del Centro de Investigaciones en Vivienda y Construcción (CIVCO) en especial a Heiner Navarro, por la asesoría y el apoyo brindado para realizar las pruebas de granulometría.

A Marco Méndez, laboratorista de la Escuela de Ingeniería Ambiental, por toda la ayuda brindada.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. OBJETIVOS.....	11
3. REVISIÓN DE LITERATURA.....	12
3.1. Marco Legal	12
3.2. Saneamiento en el mundo	13
3.2.1. <i>Problemáticas relacionadas con el saneamiento</i>	13
3.3. Aguas Residuales	14
3.3.1. <i>Fuentes de aguas residuales</i>	15
3.4. Sistemas de tratamiento de aguas residuales.....	15
3.4.1. <i>Tratamientos de aguas residuales in situ</i>	16
3.4.2. <i>Sistemas sépticos</i>	16
3.4.2.1. <i>Tanques Sépticos</i>	17
3.4.2.2. <i>Sistemas de percolación en suelo</i>	17
3.4.2.3. <i>Sección parcial de la zona vadosa</i>	18
3.5. Campos de drenaje	18
3.5.1. <i>Diseño de un campo de drenaje</i>	19
3.5.1.1. <i>Pruebas de percolación</i>	19
3.5.1.2. <i>Dimensionamiento de las zanjas de percolación</i>	19
3.5.2. <i>Biomat</i>	20
3.5.2.1. <i>Formación del Biomat</i>	20
3.5.3. <i>Lechos de percolación</i>	21
3.5.3.1. <i>Lechos de percolación alternativos</i>	22
3.5.3.2. <i>Agregados</i>	22
3.5.3.3. <i>Modelos matemáticos para la distribución de partículas</i>	23
3.6. Problemáticas asociadas a la disposición de aguas residuales	23
3.6.1. <i>Contaminación del agua subterránea</i>	24
3.6.2. <i>Contaminación por nutrientes</i>	24
3.6.3. <i>Ciclo del Nitrógeno</i>	25
3.6.4. <i>Contaminación por nitratos</i>	27

4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	29
4.1. Sitio de estudio.....	29
4.2. Metodología para el diseño del campo de drenaje.....	30
4.2.1. <i>Dimensionamiento del sistema y ubicación del sistema</i>	30
4.2.2. <i>Monitoreo del sistema</i>	34
4.2.2.1. <i>Instalación de los Reflectómetros</i>	36
4.2.2.2. <i>Instalación de los muestreadores de agua de suelo PRENART</i>	38
4.2.2.3. <i>Sistema de vació y botellas de muestreo de agua de suelo</i>	40
4.3. Caracterización del material de percolación.....	40
4.3.1. <i>Método estándar de ensayo para análisis por tamizado de agregados fino y grueso</i>	42
4.3.2. <i>Análisis del tamizaje de los materiales de percolación</i>	42
4.3.3. <i>Cálculo de coeficientes granulométricos</i>	42
4.4. Metodología para las visitas de campo y la toma de muestras.....	43
4.4.1. <i>Visitas de campo y purga del sistema</i>	43
4.4.2. <i>Recolección y toma de muestras de agua residual</i>	43
4.4.3. <i>Recolección y toma de muestras de agua de suelo</i>	44
4.5. Caracterización del agua residual.....	45
4.6. Caracterización del agua de suelo.....	46
4.7. Evaluación de la propuesta de diseño del campo de drenaje para el agua residual ordinaria del residencial Iztarú.....	47
4.8. Recomendaciones de criterios de diseño para sistemas de percolación.....	49
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
5.1. Caracterización de los lechos de las zanjas de percolación.....	51
5.1.1. <i>Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 1</i>	51
5.1.2. <i>Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 2</i>	52
5.1.3. <i>Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 3</i>	53
5.2. Caracterización del ensayo realizado en el campo de drenaje.....	56
5.2.1. <i>Caracterización del agua residual</i>	57
5.2.1.1. <i>Conductividad Eléctrica (CE)</i>	57
5.2.1.2. <i>Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)</i>	58
5.2.1.3. <i>Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)</i>	60
5.2.1.4. <i>Oxígeno Disuelto (OD)</i>	61
5.2.1.5. <i>pH</i>	61

5.2.1.6.	<i>Potencial de Oxidación-Reducción (ORP):</i>	62
5.2.1.7.	<i>Solidos suspendidos totales (SST)</i>	64
5.2.1.8.	<i>Temperatura</i>	65
5.2.1.9.	<i>Turbiedad</i>	66
5.2.2.	<i>Caracterización del agua de suelo</i>	67
5.2.2.1.	<i>Conductividad eléctrica</i>	67
5.2.2.2.	<i>Diagramas de Pourbaix</i>	68
5.2.2.3.	<i>Iones del ciclo de nitrógeno presentes en el lixiviado</i>	71
5.3.	<i>Evaluación de la propuesta de diseño del campo de drenaje para el agua residual del residencial Iztarú.</i>	76
5.3.1.	<i>Caudal de alimentación de agua residual</i>	76
5.3.2.	<i>Transporte de nitrógeno en el campo de drenaje y sus zanjas de percolación</i>	76
5.3.3.	<i>Evaluación de las zanjas de percolación</i>	79
5.3.3.1.	<i>Zanja de percolación 1</i>	79
5.3.3.2.	<i>Zanja de percolación 2</i>	80
5.3.3.3.	<i>Zanja de percolación 3</i>	81
5.4.	<i>Recomendaciones de criterios de diseño para sistemas de percolación.</i>	81
5.4.1.	<i>Velocidad de percolación</i>	81
5.4.2.	<i>Elección del material del lecho de percolación</i>	82
5.4.3.	<i>Costos de construcción del campo de drenaje</i>	83
5.4.4.	<i>Herramienta para evaluar el cumplimiento de criterios para implementar campos de drenaje</i>	83
6.	CONCLUSIONES	87
7.	RECOMENDACIONES	88
8.	REFERENCIAS	89
9.	ÁPENDICES	99
	Apéndice I: Plano 01	99
	Apéndice II: Plano 02.....	100
	Apéndice III: Plano 03.....	101
	Apéndice IV: Herramienta criterios de diseño de drenajes.	102
10.	ANEXOS	103
	Anexo I: ¿Como realizar pruebas de percolación? (Adaptado de Rosales, 2014)	103
	Anexo II: Diagrama de E _h -pH del programa HSC Chemistry (6) Plantilla.....	105
	Anexo III: Datos utilizados para elaborar diagramas de E _h -pH en el programa OriginLab	106

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.01. Cobertura sanitaria urbana y rural por región, para el año 2004 (Adaptada de OMS, 2006).	14
Figura 3.02. Esquema general del ciclo del nitrógeno, enfocado en las matrices de suelo y agua residual (Información tomada de Gerardi, 2003; Myrold, 2005 & Bradshaw, 2012)	25
Figura 3.03. Esquema general del ciclo del nitrógeno en un SSIS.	27
Figura 4.01. Localización del campo de drenaje.	29
Figura 4.02. Vista en planta del campo de drenaje	30
Figura 4.03. Corte transversal zanja de percolación 1.	31
Figura 4.04. Corte transversal zanja de percolación 2.	31
Figura 4.05. Corte transversal zanja de percolación 3.	32
Figura 4.06. Excavaciones realizadas para la construcción del campo de drenaje y sus componentes	32
Figura 4.07. Vista en corte de la unidad interceptora	33
Figura 4.08. Esquema del transporte del agua residual hacia el campo de drenaje.	33
Figura 4.09. Estación de monitoreo y componentes internos (componentes 1,2,3).....	34
Figura 4.10. Componentes internos de la estación de monitoreo (componentes 4,5,6,7,8).....	35
Figura 4.11. Componentes externos de la estación de monitoreo.....	35
Figura 4.12. a) vista en planta de la ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 1; b) vista en planta de la ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 2 y 3.	36
Figura 4.13. a) corte transversal, ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 1; b) corte transversal, ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 2 y 3.	37
Figura 4.14. a) vista en planta de la ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 1; b) vista en planta de la ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 2 y 3.	38
Figura 4.15. a) corte transversal, ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 1; b) corte transversal, ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 2 y 3.	39
Figura 4.16. Tuberías y líneas protegidas por el poliducto.	40
Figura 4.17. Puntos de muestreo del agua residual.....	44
Figura 4.18. Hielera con muestras de agua de suelo y agua residual.....	45
Figura 5.01. Curva granulométrica del material utilizado en el lecho de la zanja de percolación 1.....	51
Figura 5.02. Curva granulométrica del material utilizado en el lecho de la zanja de percolación 2.....	52
Figura 5.03. Curva granulométrica de la arena utilizada como un componente del lecho de la zanja de percolación 3.....	53
Figura 5.04. Curva granulométrica del biocarbón utilizado como un componente del lecho de la zanja de percolación 3.....	54
Figura 5.05. Ajuste de la función de densidad de la arena y el biocarbón para el modelo de Rosin-Rammler.	55
Figura 5.06. Valores de conductividad presentes en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	57
Figura 5.07. Concentración del DBO5 en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	58
Figura 5.08. Concentraciones de nitrógeno total presentes en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.....	60
Figura 5.09. Concentración del OD en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.....	61
Figura 5.10. Valores de pH en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	62
Figura 5.11. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua residual efluente (ARE). Este representa las diversas formas del nitrógeno en disolución en función del Eh (en V) y el pH	63
Figura 5.12. Concentración de los SST en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	64

Figura 5.13. Temperaturas presentadas en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	65
Figura 5.14. Turbiedades registradas en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora	66
Figura 5.15. Valores de conductividad presentes en los lisímetros de succión de las 3 zanjas de percolación	67
Figura 5.16. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 1	68
Figura 5.17. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 2	69
Figura 5.18. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 3	70
Figura 5.19. a) Cambios en la concentración de amonio durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de amonio presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo	72
Figura 5.20. a) Cambios en la concentración de nitrato durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de nitrato presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo	73
Figura 5.21. a) Cambios en la concentración de nitrito durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de nitrito presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo	75
Figura 5.22. Caudales de alimentación del campo de drenaje durante el periodo de muestreo	76
Figura 5.23. a) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 1 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada; b) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 2 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada; c) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 3 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada	78
Figura 5.24. Detalle constructivo de la zanja de percolación propuesta para tratar aguas residuales ordinarias de un campo de drenaje construido en suelos arcillosos	82
Figura 5.25. Hoja de información general de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje.	84
Figura 5.26. Hoja de parámetros y evaluación de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje; a) parámetros para la construcción de campos de drenaje; b) evaluación de criterios para el tratamiento y la disposición de agua residual ordinaria proveniente de tanques sépticos en campos de drenaje; c) detalle constructivo de la zanja de percolación propuesta para tratar y disponer aguas residuales ordinarias provenientes de tanques sépticos en campos de drenaje construidos en suelos arcillosos.....	85
Figura 5.27. Hoja de costos de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje.	85

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.01. Límites máximos permisibles para aguas residuales ordinarias tratadas	12
Cuadro 4.01. Pesos utilizados para los distintos materiales (Basados en la norma ASTM C136).	41
Cuadro 4.03. Parámetros evaluados para el agua residual.....	46
Cuadro 4.04. Parámetros evaluados para el agua de suelo	47
Cuadro 4.05. Propiedades físicas de la capa suelo inmediata bajo las zanjas de percolación.	48
Cuadro 5.01. Coeficientes granulométricos.....	51
Cuadro 5.02. Caudales de alimentación de agua residual.	56
Cuadro 5.03. Eficiencia de remoción del DBO para el periodo de muestreo.	59
Cuadro 5.06. Eficiencia de remoción de SST para el periodo de muestreo.	65
Cuadro 5.07. Costos asociados a la construcción del campo de drenaje. ...	¡Error! Marcador no definido.

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

ANOVA	Análisis de la varianza.
ARA	Agua residual afluyente.
ARE	Agua residual efluente.
ASTM	American Society for Testing and Materials.
AVAD	Años de vida ajustados por discapacidad.
CE	Conductividad eléctrica.
CEQIATEC	Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos.
CFIA	Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos de Costa Rica.
CIC	Capacidad de intercambio catiónico.
CIHSE	Código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones.
CIVCO	Centro de Investigaciones en Vivienda y Construcción.
CONICIT	Consejo Nacional para Investigaciones Científicas y Tecnológicas.
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno.
DQO	Demanda Química de Oxígeno.
E_h	Potencial Electroquímico.
EPA	Environmental Protection Agency.
FAFA	Filtro anaerobio de flujo ascendente.
GGG	Gates-Gaudin-Schuhman.
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos de Costa Rica.

ITCR	Instituto Tecnológico de Costa Rica.
LS1A	Lisímetro de succión 1 A.
LS1B	Lisímetro de succión 1 B.
LS2A	Lisímetro de succión 2 A.
LS2B	Lisímetro de succión 2 B.
LS3A	Lisímetro de succión 3 A.
LS3B	Lisímetro de succión 3 B.
MEIC	Ministerio de Economía, Industria y Comercio
MINAE	Ministerio del Ambiente y Energía
NESC	National Environmental Services Center
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
OD	Oxígeno disuelto
OMS	Organización Mundial de la Salud
ORP	Potencial de oxidación-reducción
PET	Polyethylene terephthalate (Tereftalato de polietileno)
RR	Rosin-Rammler
SCA	Sydney Catchment Authority
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
SSIS	Sistemas sépticos <i>in situ</i>
SST	Sólidos suspendidos totales

TEC	Tecnológico de Costa Rica
UNICEF	United Nations International Children's Emergency Fund
UNT	Unidades Nefelométricas de turbidez
WERF	Water Environment Research Foundation
WHO	World Health Organization
WWAP	Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas

RESUMEN

En Costa Rica el tanque séptico es la alternativa de tratamiento individual más extendida para tratar las aguas residuales ordinarias y a su vez la construcción de campos de drenaje como sistemas de disposición en el subsuelo se ha popularizado como una opción de disposición para este tipo de aguas residuales. Costa Rica es un país con una amplia cobertura de suelos arcillosos, lo cual afecta directamente la capacidad del campo de drenaje de realizar una disposición satisfactoria de las aguas residuales. La contaminación asociada a iones del ciclo del nitrógeno especialmente al nitrato y su lixiviación es preocupante debido a que este es altamente soluble en agua y es transportado con facilidad por la lluvia a través del suelo hasta los acuíferos, lo cual afecta directamente la calidad de una de las principales fuentes de agua potable del país ocasionando cierres técnicos y escasez en diversas comunidades; lo mencionado es de vital importancia en un país donde recientemente se declaró el acceso al agua como un derecho humano. A raíz de lo anterior este proyecto propone y evalúa el funcionamiento de tres diseños de zanjas de percolación, con un enfoque en la mitigación del transporte de nitratos, nitritos y amonio en un subsuelo urbano con la finalidad de implementar campos de drenaje que aporten un nivel de tratamiento adicional y con esto disminuir el impacto ambiental de estos en los ecosistemas. Las principales diferencias entre las 3 zanjas de percolación construidas corresponden al lecho con el que se construyeron y las concentraciones de nitrato encontradas en sus lixiviados. Se alimentó el efluente de dos unidades interceptoras que tratan aguas residuales ordinarias en una tasa de $0,30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$. Para la zanja de percolación 1 se utilizó piedra cuarta ($25,00 - 4,75 \text{ mm}$) y se observaron concentraciones de nitrato en un rango que va desde concentraciones menores a $0,1 \text{ mg/L}$ hasta $394 \pm 32 \text{ mg/L}$, la zanja de percolación 2 se construyó con piedra quintilla ($9,50 - 2,36 \text{ mm}$) y presentó concentraciones menores a $0,1 \text{ mg/L}$ hasta $15 \pm 1 \text{ mg/L}$ y para la zanja de percolación 3 se utilizó una combinación de arena ($4,75 - 0,15 \text{ mm}$) y biocarbón ($38,10 - 3,35 \text{ mm}$) para la cual se obtuvieron concentraciones que se encontraban desde valores menores a $0,1 \text{ mg/L}$ hasta $107 \pm 13 \text{ mg/L}$. Luego de los análisis respectivos se observó que la zanja de percolación 1 poseía problemas de lixiviación de nitrato en concentraciones superiores a las consideradas como nocivas para la salud humana de acuerdo a la OMS (44 mg/L) y a la legislación costarricense (valor alerta de 25 mg/L y valor máximo admisible de 50 mg/L), en la zanja de percolación 3 las concentraciones también superaron estos límite y se presentaron problemas de colmatación en el lecho de percolación asociado al uso de la arena. La zanja de percolación 2 presentó los mejores resultados con concentraciones de nitrato menores a los valores de referencia nacionales e internacionales y no se observaron problemas asociados a la capacidad de recibir y disponer el agua residual en el subsuelo. Debido a estos hallazgos el lecho utilizado en la zanja de percolación 2 se propone como el lecho adecuado a utilizar en un campo de drenaje que funcionara tanto como medio de disposición final de las aguas residuales provenientes de los tanques sépticos y que también aportara un nivel de tratamiento adicional reduciendo la contaminación por nitratos y otros iones del ciclo del nitrógeno en el subsuelo y las aguas subterráneas.

Palabras clave: Campo de drenaje, Zanja de percolación, Aguas residuales, Iones del ciclo del nitrógeno, Nitrato.

ABSTRACT

In Costa Rica, the septic tank is the most widely used individual treatment alternative to treat ordinary wastewater and the construction of drainage fields as underground disposal systems has become popular as a disposal option for this type of wastewater. Costa Rica is a country with a wide coverage of clay soils, which directly affects the capacity of the drainage field to make a satisfactory disposal of wastewater. The contamination associated with ions of the nitrogen cycle, especially nitrate and its leaching, is worrying because nitrate is highly soluble in water and is easily transported by rain through the soil to the aquifers. Affecting the quality of one of the main drinking water sources in the country causing technical closings and therefore shortages of drinking water in various communities; the aforementioned is of vital importance in a country where access to water was recently declared a human right.. As a result of that, this project proposes and evaluates the operation of three percolation trench designs, focusing on mitigating the transport of nitrates, nitrites and ammonia in an urban subsoil in order to implement drainage fields that provide a minimum level of treatment and with this decrease the environmental impact of these systems on the ecosystems. The main differences between the 3 percolation trenches built correspond to the percolation bed in which they were built, and the nitrate concentrations found in their leachates. The effluent from two interceptor units that treat ordinary wastewater was fed at a rate of $0,30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ day}$. Coarse gravel (25,00 – 4,75 mm) was used for percolation trench 1 and nitrate concentrations were observed in a range from less than 0,1 mg/L to $394 \pm 32 \text{ mg/L}$, percolation trench 2 was constructed with fine gravel (9,50 – 2,36 mm) and present concentrations ranging from less than 0,1 mg/L to $15 \pm 1 \text{ mg/L}$ and for percolation trench 3 a combination of sand (4,75 – 0,15 mm) and biochar (38,10 – 3,35 mm) was used for which concentrations ranging from values less than 0,1 mg / L to $107 \pm 13 \text{ mg/L}$ were obtained. After the respective analyses, it was observed that percolation trench 1 had nitrate leaching problems in concentrations higher than those considered harmful to human health according to the WHO (44 mg/L) and Costa Rican legislation (alert value of 25 mg/L and maximum admissible value of 50 mg/L), in percolation trench 3 the concentrations also exceeded this limit and there were problems of clogging in the percolation bed associated with the use of sand. Percolation trench 2 presented the best results with nitrate concentrations lower than national and international reference values and no problems associated with the ability to receive and dispose of residual water in the subsoil were observed. Due to these findings, percolation trench 2 is proposed as the structure of a drainage field that would function as a means of final disposal of wastewater from septic tanks and that would also provide a minimum level of treatment, reducing nitrate contamination and other ions of the nitrogen cycle in the subsoil and groundwater.

Key words: Drain field, Percolation trench, Wastewater, Ions of the nitrogen cycle, Nitrate

1. INTRODUCCIÓN

La eliminación inocua de las excretas y aguas residuales es de fundamental importancia, no solamente para la salud de las comunidades sino también por los beneficios sociales y ambientales que se obtienen. Sin embargo, para muchas comunidades de bajos ingresos, en particular de países en desarrollo, la instalación de un sistema de alcantarillado no es una opción viable porque es muy costosa y exige disponer de otros métodos para su tratamiento. Para esas comunidades, la eliminación *in situ*, que permite tratar las excretas donde se depositan, ofrece una solución higiénica y asequible (Franceys *et al.*, 1992; WWAP, 2017).

El sistema comúnmente empleado para el tratamiento de aguas residuales de inodoros son los sistemas de saneamiento *in situ*, como tanques sépticos, fosas sépticas, pozos negros, que en la mayoría de los casos están mal diseñados, construidos y mantenidos, lo que provoca fugas o sobrecargas del sistema (Banco Mundial, 2008). Los campos de drenaje de tanques sépticos son un medio común de disposición de aguas residuales ordinarias. De este método se desconoce y no se regula el tipo de lecho de percolación, la velocidad de transporte del agua en el medio poroso y la calidad del agua residual que se percola en el subsuelo por debajo del campo de drenaje. Por esta razón, las aguas residuales representan una fuente potencial de contaminación en los de acuíferos subyacentes a suelos urbanos.

La selección del sistema de eliminación de aguas residuales más apropiado depende de muchos factores, tales como la precipitación, la estructura del suelo, la topografía, la densidad de la vivienda, la dotación de agua, el diseño de inodoros y una variedad de factores ambientales, sociales y económicos. Por ejemplo, cuando hay suficiente área de jardín, el suelo es permeable, las precipitaciones son tales que nunca se producen inundaciones y las aguas residuales se produce en pequeñas cantidades, puede ser conveniente verter estas directamente en el suelo (WWAP, 2019).

Para la construcción de campos de drenaje y las zanjas de percolación, aparte de considerar los factores mencionados anteriormente, se debe tener en cuenta el lecho de material poroso a utilizar en estos sistemas. Esto debido a que el suelo no se comporta de manera homogénea y al construir los sistemas no se realizan estudios de las propiedades fisicoquímicas que estos poseen, por lo cual se generan problemas que terminan afectando la calidad del agua subterránea, alterando los aportes de agua y contaminantes de la superficie, cambiando las fuentes y mecanismos de recarga, y afectando los procesos biogeoquímicos en la zona insaturada (Wang *et al.*, 2017).

Es importante reconocer que las zanjas de percolación son verdaderos sistemas geoquímicos, en los que los constituyentes del agua residual reaccionan entre sí y con los gases del subsuelo y el medio poroso. Comprender estas interacciones mejora nuestra capacidad para comprender el comportamiento de contaminantes específicos y predecir el impacto de los cambios en el diseño del sistema (Wilhelm *et al.*, 1994). La formación del biomat entre el fondo de las zanjas de percolación, alrededor de material del medio poroso y el subsuelo es de suma importancia para que los fenómenos de remediación y degradación de contaminantes ocurra en este tipo de sistemas, asociado a la presencia del biomat se dan velocidades de

percolación menores que permiten flujo insaturado en el subsuelo. Estas condiciones otorgan un tiempo adecuado para que procesos químicos como la adsorción de fosfatos; procesos microbiológicos como la nitrificación, oxidación de carbono y la degradación de contaminantes emergentes tomen lugar (Amador & Loomis, 2018, p.148).

Contemplar y determinar las interacciones que un lecho de percolación específico y sus materiales pueden tener para generar estas condiciones mencionadas nos ayudan a determinar cuáles de estos ofrecen un mejor tratamiento y permiten que los procesos de biorremediación ocurran. Es importante señalar que los materiales necesarios para la construcción de estos lechos deben de cumplir con una serie de requisitos como el tener un bajo costo, ser fáciles de transportar y poseer una disponibilidad adecuada en el mercado nacional, que usualmente solo los materiales para la construcción como los agregados gruesos bien caracterizados pueden cumplir.

En Costa Rica el 76,42% de los hogares se encuentran conectados a un tanque séptico (Política Nacional de Aguas Residuales, 2016) y se desconoce el porcentaje de estos sistemas que poseen un campo de drenaje como método de disposición ya que en algunos casos los efluentes de los tanques sépticos solamente se disponen en el subsuelo sin un método adecuado. Además, los campos de drenaje construidos en la actualidad se diseñan con la única finalidad de disponer las aguas residuales ordinarias en el subsuelo. Lo anterior se realiza sin tomar en consideración un diseño con enfoque en los procesos de remediación que permita disminuir la lixiviación y percolación de contaminantes en el subsuelo. Derivado de lo propuesto anteriormente el principal objetivo de este trabajo es proponer y evaluar el funcionamiento de tres diseños de zanjas de percolación, con perspectiva de mitigación del transporte de iones pertenecientes al ciclo del nitrógeno en un subsuelo urbano.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

- Evaluar el funcionamiento de tres diseños de zanjas de percolación, con un enfoque en la mitigación del transporte de nitratos, nitritos y amonio en un subsuelo urbano.

2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar los materiales de las distintas estructuras de percolación del campo de drenaje.
- Determinar la capacidad de remoción de nitratos y otros iones del ciclo del nitrógeno de distintos lechos de percolación.
- Generar recomendaciones para optimizar el diseño y el uso de campos de drenaje en busca de mejorar los procesos de remediación y disminuir la lixiviación de nitratos y otros iones del ciclo del nitrógeno.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Marco Legal

A nivel nacional la legislación aplicable para la construcción y el vertido de los sistemas de tratamiento de aguas residuales ordinarias *in situ* se encuentran regulados por 3 documentos vigentes y aprobados por las entidades estatales. Estos documentos que regulan el diseño, construcción y vertido de los sistemas sépticos *in situ* corresponden al Decreto N° 31545-S-MINAE (Reglamento de Aprobación y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales, Artículos 4 y 13), “Norma técnica para diseño y construcción de sistemas de abastecimiento de agua potable, de saneamiento y pluvial” y el Código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones (CIHSE) del Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos (CFIA). Existe un cuarto reglamento que entrara a regir en septiembre del año 2020, este se concibe como un reglamento para regular la disposición al subsuelo de las aguas residuales ordinarias, pero en su contenido también da pautas para establecer lineamientos de diseño y construcción de tanque sépticos y campos de drenaje. Este reglamento no se desarrolló con el fundamento académico que buscan este tipo de investigaciones; y no posee estudios que respalden las decisiones tomadas para la elección de criterios y también para descartar otras soluciones *in situ* como lo son los pozos de absorción. El único control de los parámetros de vertido para la disposición agua residual ordinaria se desglosa en el decreto N° 42075- S-MINAE. Los parámetros de disposición para aguas residuales ordinarias tratadas y sus límites máximos permisibles especificados en él documento se presentan en el Cuadro 3.01.

Cuadro 3.01. Límites máximos permisibles para aguas residuales ordinarias tratadas.

Parámetro	Límite	Unidad
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO _{5,20})	50	mg/L O ₂
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	150	mg/L O ₂
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	50	mg/L
Grasas y Aceites (GyA)	30	mg/L
Temperatura(T)	15 - 40	°C
Potencial hidrógeno (pH)	5 a 9	pH
Sólidos sedimentables (SSed)	1	mL/L
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	5	mg/L

3.2. Saneamiento en el mundo

El acceso al suministro de agua y al saneamiento es una necesidad fundamental y un derecho humano. Es vital para la dignidad y la salud de todas las personas [World Health Organization and United Nations Children's Fund (WHO & UNICEF), 2000]. El saneamiento adecuado se define como cualquier instalación privada o compartida, pero no pública, que garantiza que los desechos se separan higiénicamente del contacto humano (Joint Monitoring Programme, 2000). Un saneamiento adecuado reduce el riesgo de una amplia gama de enfermedades, incluidas enfermedades respiratorias, malaria y diarrea, y reduce la prevalencia de la malnutrición. El acceso a este estándar de saneamiento produce beneficios directos para la salud al prevenir enfermedades y proporcionar beneficios económicos y sociales (Banerjee & Morella, 2011).

Actualmente, más del 80% de todas las aguas residuales municipales e industriales regresan al medio ambiente sin recibir tratamiento [WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas), 2017]. Las aguas residuales tratadas generalmente se liberan en cuerpos de agua superficial, mientras que los lodos y otros residuos sólidos se envían a vertederos (WWAP, 2019), por lo tanto, se hace hincapié en la necesidad de extender las prácticas sanitarias por el mundo. Debido a lo anterior es importante no solo conectar a las personas a soluciones de saneamiento, sino hacer que esta conexión se logre de una manera ambientalmente sostenible. Los sistemas de alcantarillado y las plantas de tratamiento de aguas residuales han demostrado ser muy eficientes para transportar y eliminar patógenos, contaminantes orgánicos y nutrientes. Sin embargo, requieren una operación y mantenimiento adecuados, y una buena comprensión de los procesos involucrados (Henze *et al.*, 2008). En la parte ambiental una de las principales tareas de saneamiento además de conservar los más altos estándares de higiene es mantener el suelo fértil (Katukiza *et al.*, 2012), para lo cual se necesitan estudios para la elaboración de sistemas de disposición inteligentes, que tomen en cuenta parámetros para desempeños eficientes que eviten el deterioro de este recurso (*vide infra*).

3.2.1. Problemáticas relacionadas con el saneamiento

En los países en vías de desarrollo, las enfermedades asociadas con el agua y el saneamiento deficiente todavía tienen una considerable importancia para la salud pública. En 2003, se calculó que el 4% (60,7 millones de AVAD, *i.e.*, años de vida ajustados por discapacidad) de la carga mundial de morbilidad y 1,6 millones de muertes al año se debían a un abastecimiento de agua y saneamiento inseguros, incluida la falta de higiene (OMS, 2003). A nivel mundial, la cobertura urbana con saneamiento mejorado se incrementó del 79% al 80% en el período 1990-2004. Por el contrario, la cobertura de saneamiento rural, a pesar de aumentar en un 13% en el mismo período, sigue siendo muy baja (OMS, 2006). En la figura

3.01 se puede observar la cobertura sanitaria, tanto rural como urbana, del año 2004.

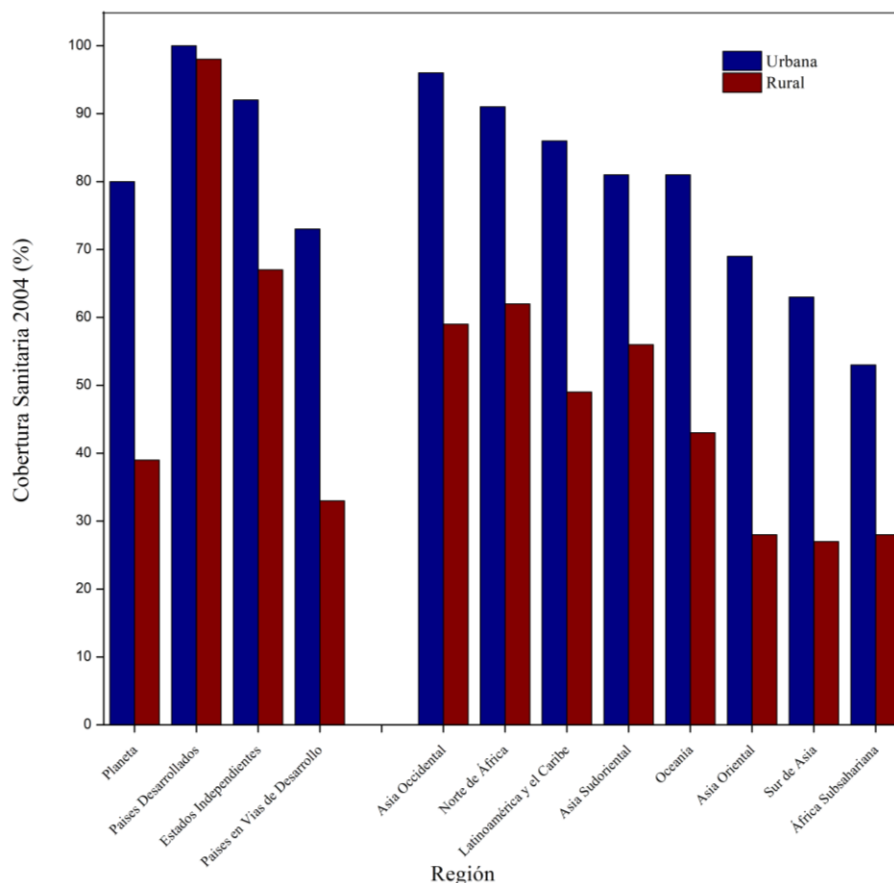


Figura 3.01. Cobertura sanitaria urbana y rural por región, para el año 2004 (Adaptada de OMS, 2006).

La contaminación de las aguas y la falta de acceso a los sistemas de saneamiento están asociadas a altas prevalencias de enfermedades que, solamente en la población de niños menores de 5 años, ocasionan 1 635 200 muertes por año en todo el mundo (Prüss-Üstün *et al.*, 2008). La evidencia muestra que los factores de riesgo ambientales juegan un papel en más del 80% de las enfermedades. A nivel mundial, casi una cuarta parte de todas las muertes pueden atribuirse a factores medio ambientales. Estos hallazgos tienen importantes implicaciones políticas, ya que los factores de riesgo ambientales que se estudian en gran medida pueden modificarse mediante intervenciones establecidas y rentables. (Prüss-Üstün & Corvalán, 2006).

3.3. Aguas Residuales

Se define al agua residual como un término colectivo aplicado a los desechos líquidos y fecales generados por una comunidad (Mihelcic *et al.*, 2009, p.375). Las aguas residuales, empezaron a existir desde que el hombre ideó utilizar el agua como un medio para limpiar y

llevar lejos los detritos humanos y otros desperdicios generados en sus actividades cotidianas.

La contaminación del agua se produce por el vertimiento en ella de un compuesto, orgánico o inorgánico, que, disuelto, disperso o suspendido, alcance una concentración que exceda la tolerancia para un uso determinado (*e.g.*, consumo humano, recreación, conservación de flora y fauna, uso industrial y agropecuario) (Álvaro, 2005, p.32). A partir de esta contaminación es que surgen los distintos tipos de agua residual, cuyo origen puede ser doméstico, industrial, agrícola y en algunos casos, natural (*vide infra*).

La eliminación adecuada de las aguas residuales es necesaria no solo para proteger la salud pública y prevenir la contaminación de los recursos hídricos subterráneos y superficiales, sino también para preservar las poblaciones de peces, vida silvestre y otros usos beneficiosos (*e.g.*, recreación acuática), (Nemerow *et al.*, 2009, p.285).

3.3.1. Fuentes de aguas residuales

Ramalho (1990) y Davis (2010) mencionan que las aguas residuales pueden provenir de los siguientes tipos de fuentes:

- Aguas residuales ordinarias o domésticas: Aguas residuales vertidas de residencias, comerciales (*e.g.*, bancos, restaurantes, tiendas minoristas) e instalaciones institucionales (*e.g.*, escuelas y hospitales).
- Aguas residuales industriales: Las aguas residuales vertidas por las industrias (*e.g.*, fabricación y procesos químicos).
- Aguas pluviales por infiltración y entrada a sistemas sépticos: El agua que ingresa al sistema de alcantarillado por infiltración de aguas subterráneas y el agua de lluvia que ingresa desde las canoas en los techos.

3.4. Sistemas de tratamiento de aguas residuales

Con respecto a los sistemas de tratamiento, Bergendahl (2008) ve a los sistemas de tratamiento de la siguiente manera:

Los sistemas de tratamiento se utilizan en muchas aplicaciones en todo el mundo. Estos pueden diseñarse para tratar fases sólidas (como suelo contaminado), fases de aire (como emisiones de centrales eléctricas) y fases líquidas (como agua contaminada). Los sistemas de tratamiento de ingeniería de fase acuosa se emplean para modificar la calidad del agua antes de la entrega como un producto básico (*e.g.*, agua potable) o después de un uso que agrega constituyentes indeseables al agua (*e.g.*, aguas residuales ordinarias). Esta modificación en la calidad del agua se produce mediante una serie de acciones o pasos individuales en un sistema de tratamiento también conocido como procesos. Los procesos empleados en los sistemas de tratamiento pueden ser físicos, como la sedimentación o la filtración, biológicos, como los filtros percoladores o los lodos activados, o productos químicos, como la desinfección. (p.1)

En este caso el sistema de tratamiento de interés corresponde al de tratamiento para aguas residuales, donde se pretende eliminar los agentes patógenos, orgánicos y nutrientes del agua residual ordinaria antes del vertido, tratar los efluentes industriales antes de su descarga a cuerpos receptores y tratar el agua para su reutilización directa o indirecta para diversos fines (*e.g.*, agricultura, inodoros) (Bergendahl, 2008, p.2). La falta de sistemas de tratamiento de aguas residuales complica los problemas de degradación ambiental. Aparte de lo mencionado (*vide supra*), las aguas residuales contienen sólidos en suspensión [medidos como turbidez, sólidos suspendidos totales (SST) y otros], materia orgánica que reduce el oxígeno [medida como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o demanda química de oxígeno (DQO)] y nutrientes (*e.g.*, nitrógeno, fósforo), los cuales afectan negativamente a los cuerpos receptores (*e.g.*, acuíferos, ríos, suelo), (Mihelcic *et al.*, 2009, p.376).

3.4.1. Tratamientos de aguas residuales *in situ*

Corresponde al tratamiento de aguas residuales para una casa o para una pequeña comunidad (*e.g.*, sistemas sépticos, humedales de tratamiento, inodoros de compostaje), (Devloo, 2008, p.79). Las opciones de eliminación de efluentes para los sistemas de tratamiento *in situ* varían desde la percolación en suelo en los campos de drenaje por gravedad convencionales, hasta la reutilización del agua después del tratamiento con membranas de alta tecnología. Los sistemas individuales *in situ* son los sistemas de gestión de aguas residuales más prevalentes en países como Estados Unidos [Environmental Protection Agency (EPA), 2003]. Si bien existen muchos tipos de sistemas de tratamiento *in situ*, la mayoría involucra alguna variación de la eliminación subsuperficial del efluente del tanque séptico. Entre las cuatro categorías principales de sistemas se encuentran: sistemas convencionales *in situ*, sistemas *in situ* convencionales modificados, sistemas alternativos *in situ* y sistemas *in situ* con tratamiento adicional (Crites *et al.*, 2014, p.465).

Otros sistemas de tratamiento *in situ* basados en la percolación a suelos y otros sustratos también se han considerado factibles para el tratamiento de aguas residuales. Entre estos se pueden mencionar filtros de arena tradicionales y, más recientemente, módulos de filtro (Baker *et al.*, 1998; Brix *et al.*, 2001). Los sistemas de tratamiento *in situ* más comunes corresponde a los sistemas convencionales compuestos por un tanque séptico y un sistema de percolación en suelo (*e.g.*, campo de drenaje, pozos de absorción), (EPA, 2002b).

3.4.2. Sistemas sépticos

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales *in situ*, como los sistemas sépticos, están diseñados para aceptar aguas residuales ordinarias y evitar que contaminantes biológicos y nutrientes entren en aguas superficiales y subterráneas. Según lo planteado por Geary & Gardner (1998) los sistemas sépticos se componen de un tanque que proporciona tratamiento preliminar anaeróbico a los desechos domésticos y un campo de percolación en el suelo (*e.g.*,

campo de drenaje), donde se lleva a cabo el tratamiento final incluyendo estabilización biológica y eliminación de patógenos. Por otra parte, Woodson (2010) considera que los sistemas sépticos generalmente incluyen tres componentes: el tanque séptico, un campo de percolación en el suelo y el suelo debajo del sistema de percolación (científicamente denominada la zona vadosa, y coloquialmente el subsuelo).

3.4.2.1. Tanques Sépticos

Se denomina tanque séptico a un recipiente subterráneo e impermeable instalado para recibir las aguas residuales de casas, instituciones u otras edificaciones pequeñas. Este se encuentra diseñado para permitir que los sólidos se asienten y se separen del líquido, lo anterior con el propósito de permitir una digestión de la materia orgánica, y para almacenar los sólidos mientras el líquido clarificado se transfiere para su posterior tratamiento y eliminación (Woodson, 2010). El tanque está diseñado para ecualizar los flujos hidráulicos; retener aceites, grasa y sólidos sedimentados, y proporcionar una digestión anaerobia mínima de materia orgánica sedimentable (EPA, 2002b).

Los tanques sépticos se utilizan en todo el mundo para tratar las aguas residuales ordinarias de grupos individuales o pequeñas viviendas en áreas rurales y urbanas que no están conectadas a una red principal de alcantarillado. Los tanques sépticos generalmente se diseñan con una o dos cámaras, donde los sólidos se sedimentan y se someten a digestión anaeróbica, y un campo de drenaje por tuberías.

3.4.2.2. Sistemas de percolación en suelo

Los sistemas de percolación en suelo corresponden al tratamiento secundario que se da para tratar el efluente que sale del tanque séptico. . Cabe destacar que se debe de establecer una diferenciación entre lo que es la infiltración y la percolación siendo la infiltración el proceso por medio del cual el agua penetra por la superficie del suelo y llega hasta sus horizontes inferiores (subsuelo o zona vadosa), mientras que la percolación se refiere al paso de fluidos (e.g., agua) a través de partículas del suelo y materiales porosos. Esta diferenciación se realiza debido a que erróneamente se asocia con infiltración toda la terminología que rodea estos sistemas, siendo lo correcto utilizarlo en términos de percolación o drenaje.

El tratamiento aportado por estos sistemas ocurre dentro de las zanjas o lechos de percolación que posteriormente utiliza el subsuelo como el medio para bioremediar los solutos y dispersar el efluente que se origina en el tanque séptico. Estos sistemas dependen únicamente de los procesos biogeoquímicos naturales que ocurren en el suelo para asimilar diversos contaminantes del efluente (Beal et al., 2005). Los sistemas de percolación se construyen debajo de la tierra y pueden estar llenos de materiales o consistir en un arco de soporte

duradero que descansa sobre grava (u otro material) [Sydney Catchment Authority (SCA), 2011]. Usualmente el más utilizado corresponde a los campos de drenaje (también conocidos como campos de percolación).

3.4.2.3. Sección parcial de la zona vadosa

En los sistemas sépticos convencionales, la mayor parte del tratamiento de las aguas residuales ocurre en la zona vadosa (*i.e.*, sección del suelo bajo el campo de drenaje que se encuentra insaturada), esto debido a diversos procesos que se dan como la filtración, la adsorción de iones y las transformaciones químicas que se producen en el suelo (McCray *et al.*, 2008). En el suelo los componentes cruciales corresponden al flujo gravitatorio que proviene del efluente y a los mecanismos de atenuación de contaminantes dentro del subsuelo (Jenssen & Siegrist, 1990; Beal *et al.*, 2005). Los mecanismos biogeoquímicos para la purificación y el rendimiento hidráulico son complejos y se ha demostrado que están muy influenciados por el biomat que se forma en la interfaz subsuelo-lecho de percolación (*e.g.*, grava y arena) a lo largo de la base y los lados húmedos de las zanjas de percolación (Gill *et al.*, 2009).

3.5. Campos de drenaje

El sistema de percolación en suelo más utilizado corresponde a los campos de drenaje que a su vez se encuentran compuestos por una serie de excavaciones denominadas zanjas de percolación. Estos sistemas se dimensionan de acuerdo con parámetros como la tasa de percolación, el tipo de suelo, la ubicación, y otros que se han determinado para un área definida y que se ha encontrado adecuada para la percolación de una cantidad fija de agua residual por día (Finch *et al.*, 2008).

Las zanjas en un sistema de percolación corresponden a una serie de excavaciones largas y angostas que se realizan para la colocación de tuberías de distribución del efluente proveniente del tanque séptico. En el fondo de la zanja se coloca una tubería a la cual se le realizan perforaciones en la parte inferior del tubo. Debajo de la tubería se colocan capas de un lecho de percolación (*e.g.*, grava, zeolita, arena, piedra caliza), y se complementa en la zona superior con material de relleno (*e.g.*, suelo, distintas granulometrías de arena) (CEPIS & UNATSABAR, 2003).

Dentro de las zanjas de percolación ocurre el procesamiento abiótico y biótico (*e.g.*, percolación, filtración, adsorción, nitrificación, desnitrificación) dentro y debajo de una zona conocida como biomat (*vide infra*). El efluente tratado luego se dispersa naturalmente en el subsuelo, llegando al agua subterránea posteriormente (Withers *et al.*, 2014).

Las superficies de percolación en una zanja de un campo de drenaje son el fondo y las paredes

laterales; sin embargo, a medida que se desarrolla el biomat, la percolación a través del fondo de la zanja disminuye y las paredes laterales se vuelven efectivas y se convierten en la ruta a largo plazo para el paso del agua (Crites *et al.*, 2014).

3.5.1. Diseño de un campo de drenaje

Para diseñar un campo de drenaje, las dimensiones, sección transversal, longitud y número de zanjas de percolación se definen con los resultados que determinan la capacidad de percolación del terreno donde se vayan a colocar y la cantidad de agua que se pretenda percolar (CFIA, 2017). Cabe aclarar que las zanjas de percolación actualmente se conciben únicamente como medios de disposición que no aportan un tratamiento adicional al efluente del agua residual que entra en el subsuelo.

3.5.1.1. Pruebas de percolación

De acuerdo con los lineamientos establecidos en el CIHSE Ed. 2017 y lo recopilado por Rosales (2014), el procedimiento para realizar las pruebas de percolación de manera adecuada y representativa se presentan a continuación:

1. Seleccionar un número de pruebas acorde a las necesidades del proyecto y una localización de estas que sea representativa.
2. Construir el tipo de agujero apropiado para realizar la prueba.
3. Preparación del agujero de prueba.
4. Saturación y expansión del suelo.
5. Medición de la tasa de percolación.
6. Obtención de datos para definir la tasa de percolación al subsuelo (en el anexo 1 se muestra en mayor detalle el procedimiento a seguir y algunas de las recomendaciones que se deben de tomar en cuenta en este tipo de pruebas).

3.5.1.2. Dimensionamiento de las zanjas de percolación

Una vez determinada la velocidad de percolación y definido el caudal con el que se planeaba alimentar la instalación hidráulica se procede a dimensionar las zanjas del campo de drenaje. A partir de los datos de velocidad de percolación (V_p) y caudal por disponer (Q), se deduce el área de percolación (A_p) requerida en metros cuadrados, mediante la ecuación 4.01.

$$A_p = \frac{Q}{V_p} \quad (4.01)$$

Seguidamente se determina un ancho (w) de zanja y la longitud (d) de la capa de material de percolación que cubrirá la tubería desde la parte superior hasta el fondo de la zanja. Luego de establecer estos parámetros se procede a calcular el perímetro efectivo (P_e) de las zanjas de percolación mediante la ecuación 4.02.

$$P_e = \frac{(w + 56 + 2 * d)}{w + 116} \quad (4.02)$$

Finalmente, la longitud de la zanja (L) se determina mediante la relación de la ecuación 4.03.

$$L = \frac{A_p}{P_e} \quad (4.3)$$

3.5.2. *Biomat*

Cuando las aguas residuales fluyen desde la parte inferior de las zanjas hacia el área de percolación en el suelo, se desarrolla una capa biológicamente activa. Esta capa de lodo, comúnmente llamada biomat, biofilme o biopelícula, está compuesta por microorganismos anaerobios que se anclan a las partículas de suelo, y de cualquier otro material presente, encontrando también que poseen una contraparte de microorganismos aerobios presentes en el suelo que rodea a estos sistemas. Estos microorganismos se alimentan de la materia orgánica presente en el efluente del tanque séptico (National Environmental Services Center [NESC], 2005). Es importante señalar que la mayor parte del tratamiento realizado por los microorganismos ocurre en el fondo de las zanjas y un pequeño porcentaje se da en las paredes y en el lecho de percolación.

Cuando los tanques sépticos no se limpian en el tiempo propuesto para su diseño o se llegan a sobrecargar, pueden comenzar a presentarse problemas relacionados con el biomat (*e.g.*, colmatación), derivados de los sólidos que salen del tanque séptico y fluyen hacia el campo de drenaje. La presencia de sólidos en el efluente ocasiona un aumento en la cantidad de materia orgánica que llega a las zanjas y genera un crecimiento descontrolado de la capa de biomat, teniendo como consecuencia el espesamiento del biomat hasta un punto donde el campo de drenaje no puede manejar la descarga de efluentes del tanque séptico (Prater *et al.*, 2013).

Para la formación de una capa de biomat adecuada se necesita un equilibrio de las condiciones anaerobias y aerobias presentes en la zanja de percolación. Si la demanda biológica de oxígeno (DBO) es alta, el oxígeno presente en el suelo puede ser insuficiente para los microorganismos aerobios presentes en esta matriz, los cuales ayudan a controlar el crecimiento de la capa de biofilme (McGiveron, 2009).

A medida que madura un campo de drenaje, los microorganismos en el biomat se multiplican y se espera que el nivel de tratamiento aportado sea proporcional a la madurez del sistema de percolación. Cuando el sistema está en equilibrio, los microorganismos evitan que el biomat se vuelva tan espeso que obstruya el sistema por completo, y permite que las aguas residuales fluyan a través del suelo a una velocidad lenta pero constante (Occurs, 2001).

3.5.2.1. *Formación del Biomat*

La formación del biomat puede describirse como un proceso de tres pasos. Inicialmente los sólidos suspendidos se percolan y concentran en el fondo de la zanja de percolación. Posteriormente, la materia orgánica disuelta y los nutrientes se percolan en el suelo y proporcionan una fuente de alimento para los microorganismos que producen el biomat en la interfaz zanja de percolación-subsuelo. Finalmente, las moléculas orgánicas cargadas negativamente capturan cationes que sirven como puente molecular, produciendo un biomat más compacto. Los tres procesos dan como resultado una conductividad hidráulica reducida en el biomat (McKinley & Siegrist, 2007).

3.5.3. Lechos de percolación

A pesar de que la sección de la zona vadosa (*vide supra*) debajo del campo de drenaje convencional es el área principal donde se puede esperar una variedad de procesos físicos, químicos y microbiológicos para ayudar a la eliminación de contaminantes, los lechos de percolación con los cuales se construyen las zanjas de percolación corresponden también a una parte fundamental para el correcto funcionamiento de los procesos de percolación. En ellos ocurren procesos físicos, químicos y microbiológicos similares a los que se dan en la zona vadosa del suelo y que permiten obtener porcentajes mayores de eliminación de contaminantes (*e.g.*, nitrógeno y fósforo) (Chang *et al.*, 2010b).

Se prevé que el filtrado y la biodegradación realizados en el lecho de percolación seleccionado, en conjunto con la zona vadosa en el suelo del campo de drenaje, eliminen los contaminantes antes de que el agua ingrese al agua subterránea (Svenningsen *et al.*, 2011). Con respecto al análisis que se debe de realizar para elegir el lecho adecuado Chang *et al.* (2010a) comentan:

Los factores que influyen en el rendimiento de los lechos pueden incluir, entre otros, características como la distribución del tamaño de partícula, área de superficie específica del lecho, la permeabilidad del lecho, el coeficiente de uniformidad, capacidad de intercambio iónico y potencial de difusión. Los tamaños de partícula más grandes pueden evitar problemas de obstrucción, mientras que las partículas más pequeñas tendrán una mayor área de superficie por volumen para que se desarrolle la biopelícula. Además, valores más altos de área de superficie específica de los materiales pueden proporcionar más adherencia superficial para que los microorganismos formen la biopelícula, permitiendo que se manejen mayores cantidades de carga orgánica y de nitrógeno. (p.716)

Un lecho de percolación adecuado debe de cumplir ciertas características físicas. Primeramente, el material debe de cumplir con ciertas especificaciones de tamaño, tener un precio razonable, ser fácil de obtener y transportar, las partículas del material deben permanecer separadas entre sí para permitir el flujo de agua a través del lecho y el material no deben reaccionar químicamente con el agua ni degradarse con el tiempo (Occurs, 2001). A nivel mundial el material para lechos de percolación más utilizado debido a que cumple

con muchas de las características enumeradas anteriormente son las gravas de distintas granulometrías, estos materiales son considerados lechos de percolación clásicos por ser utilizados como lechos de soporte y filtración para los campos de drenajes sin buscar que se dé una remoción significativa de nutrientes, patógenos y otros contaminantes en el efluente que pasa por estos, recayendo la mayor parte de la remediación sobre la interfaz suelo-biomat.

3.5.3.1. *Lechos de percolación alternativos*

Existen medios de percolación que han comenzado a ser utilizados alrededor del mundo como una alternativa “verde” a los lechos tradicionales, esto debido a que muchos de los materiales que componen estos lechos alternativos son materiales que han cumplido su vida útil y/o función y pueden ser utilizados como lechos de percolación. Algunos de los materiales que se pueden mencionar son: aserrín, compost, zeolitas, paja de trigo, piedra caliza, arcillas expansivas, astillas de madera, fibras de madera, vidrio, cenizas, piedra pómez, bentonita, restos de neumáticos, conchas de ostras, cáscaras de harina de soja, entre otros (Hossain *et al.*, 2010a; Hossain *et al.*, 2010b; Xuan *et al.*, 2009). Además de lo rentable que resulta el uso de este tipo de lechos por su enfoque “verde”, los materiales utilizados se consideran multifuncionales para ser aplicados en sistemas naturales y entornos construidos y mejoran los procesos fisicoquímicos y microbiológicos (Hossain, 2010).

3.5.3.2. *Agregados*

Los agregados son materiales minerales inertes con forma granular, que pueden encontrarse en estado natural o artificial, y cuya mezcla con un cementante o algún aglutinante hidráulico permite generar concreto o mortero (Méndez *et al.*, 2010). De acuerdo con su tamaño, los agregados se catalogan como agregados finos y gruesos; los agregados finos, conocidos como arenas, son aquellos que pasan a través del tamiz número cuatro (equivalente a 4,76 mm) y son retenidos en la malla número 200 (equivalente a 0,074 mm). Por su parte, los agregados gruesos llamados también gravas, son los que superan en tamaño el diámetro fijado en el tamiz número cuatro, pero no son mayores a un diámetro de 760 mm (Gutiérrez, 2003; León, Porras & Castiblanco, 2017).

Dependiendo de la graduación, al agregado grueso se puede clasificar dentro de las siguientes categorías (ASTM C33-03, 2003; La Gaceta, 1979):

- Piedra primera: de 63,0 mm a 37,5 mm
- Piedra segunda: de 50,0 mm a 4,75 mm
- Piedra tercera: de 37,5 mm a 4,75 mm
- Piedra cuarta: de 25,0 mm a 4,75 mm
- Piedra cuartilla: de 19,0 mm a 4,5 mm

- Piedra quinta: de 12,5 mm a 4,75 mm
- Piedra quintilla: de 9,5 mm a 2,36 mm

3.5.3.3. Modelos matemáticos para la distribución de partículas

Se han desarrollado muchos métodos de complejidad variable para determinar la distribución del tamaño de las partículas. En su mayoría, las funciones de distribución modeladas matemáticamente se adaptan a las dispersiones de tamaño para desarrollar una restricción de tamaño precisa para fines de modelado. Generalmente los modelos de distribución más utilizados son los anticipados por Rosin-Rammler (RR) y Gates-Gaudin-Schuhmann (GGS) (Allaire & Parent, 2003; Macias, Cuerda & Díaz, 2004; Neha & Mohapatra, 2017).

El modelo RR (Rosin & Rammler, 1934) se ha utilizado ampliamente para definir la distribución del tamaño partícula de diversos materiales obtenidos mediante operaciones de molienda, trituración y pulverizado. El modelo RR está definido por la siguiente función:

$$F(x) = 1 - \exp \left[- \left(\frac{x}{l} \right)^m \right] \quad (3.1)$$

Donde $F(x)$ es la función de distribución, x es el tamaño de partícula (mm), l es el tamaño medio de partículas (mm) (es decir, D50), y m es la cantidad de dispersión de los tamaños de partícula. El coeficiente de correlación puede usarse como parámetro para establecer la bondad del ajuste. Además de obtener la función de distribución si realizamos la derivada del modelo de RR se puede obtener la función de densidad, expresada de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{l}{m} \cdot x^{m-1} \cdot \exp \left[- \left(\frac{x}{l} \right)^m \right] \quad (3.2)$$

Donde $f(x)$ es la función de densidad, x es el tamaño de partícula (mm), l es el tamaño medio de partículas (mm) (es decir, D50), y m es la cantidad de dispersión de los tamaños de partícula.

3.6. Problemáticas asociadas a la disposición de aguas residuales

La sobrecarga de un cuerpo de agua más allá de su capacidad de recuperación con aguas residuales sin tratar, aguas residuales tratadas inadecuadamente o desechos industriales es una problemática recurrente y crítica que afecta al planeta de manera diaria y puede llegar a generar un impacto ambiental irreversible. A nivel mundial, los efluentes que se descargan de los sistemas de tratamiento de aguas residuales representan una de las mayores fuentes de contaminación (Marfo, 2014).

Los impactos negativos de estos efluentes en los ecosistemas acuáticos y en los humanos, por las sustancias nocivas que se encuentran en ellos, se han documentado de manera amplia. Algunos de estos impactos son la muerte de la vida acuática, la proliferación de algas, la destrucción de hábitats por sedimentación, toxicidad a corto y largo plazo por contaminantes químicos; además, de la bioacumulación y biomagnificación de los contaminantes en la cadena trófica (Akpor, 2011).

La disposición de aguas residuales de sistemas sépticos se ha relacionado durante décadas con impactos que pueden afectar severamente las propiedades del suelo y las aguas subterráneas. Debido a la contaminación generalizada y a la disminución de las fuentes de agua potable alrededor del mundo se han comenzado a realizar investigaciones para determinar como la disposición de las aguas residuales pueden tener un impacto en la dinámica del agua subterránea y como esto puede afectar la salud de todos los seres vivos (Ahmad, 2015).

3.6.1. Contaminación del agua subterránea

El agua subterránea es la mayor fuente de agua potable para abastecer a muchas personas alrededor del mundo, especialmente en las zonas rurales. Esta puede contaminarse naturalmente o debido a numerosos tipos de actividades humanas. Las actividades residenciales, municipales, comerciales, industriales y agrícolas pueden afectar la calidad del agua subterránea (Jafari & Mostafavi, 2019). Se ha identificado una amplia variedad de contaminantes que se encuentran en el agua subterránea, estos incluyen nutrientes, químicos orgánicos sintéticos, hidrocarburos, cationes inorgánicos, aniones inorgánicos, patógenos, radionucleidos, entre otros (Fetter, 1999).

3.6.2. Contaminación por nutrientes

Los principales contaminantes químicos presentes en las aguas residuales son el nitrógeno, el fósforo, los metales pesados, detergentes, pesticidas e hidrocarburos. De estos químicos, los dos encontrados de manera más común son nutrientes (*e.g.*, nitrógeno y fósforo) (Larsdotter, 2006). La contaminación por nutrientes es una amenaza latente sobre las aguas pluviales, las aguas subterráneas, las aguas residuales y el agua potable en todo el mundo. Este tipo de contaminación tiene efectos directos e indirectos sobre la salud humana y el ecosistema acuático. Para abordar este problema, los ingenieros a menudo integran métodos de tratamiento físico, químico y biológico en un complejo marco regulatorio para controlar y remediar los impactos de contaminación correspondientes. De hecho, los lechos de percolación naturales, diseñados y funcionalizados pueden usarse para tratar la escorrentía de aguas pluviales, efluentes de aguas residuales, flujos de aguas subterráneas, lixiviados de vertederos y fuentes de agua potable para la eliminación de nutrientes a través de procesos fisicoquímicos y microbiológicos (Hossain, 2010; Wanielista & Chang, 2008).

3.6.3. Ciclo del Nitrógeno

Debido a la gran cantidad de estados de oxidación del nitrógeno, existen distintos iones asociados al ciclo del nitrógeno en el medio ambiente. Un ejemplo es el nitrógeno orgánico presente en la materia orgánica de los residuos sólidos y el agua residual, que se mineraliza en forma de ion amonio en las aguas residuales, esto debido a que las moléculas son hidrolizadas y desaminadas por microorganismos organotrofos. Aproximadamente el 40% del nitrógeno en las aguas residuales ordinarias está en forma de ion amonio y el resto del nitrógeno del nitrógeno se encuentra presente como nitrógeno orgánico (Gerardi, 2003). Para comprender las rutas de transformaciones que sufre el nitrógeno en el agua residual, se ilustra en la figura 3.02 el ciclo de nitrógeno y las distintas rutas que lo conforman:

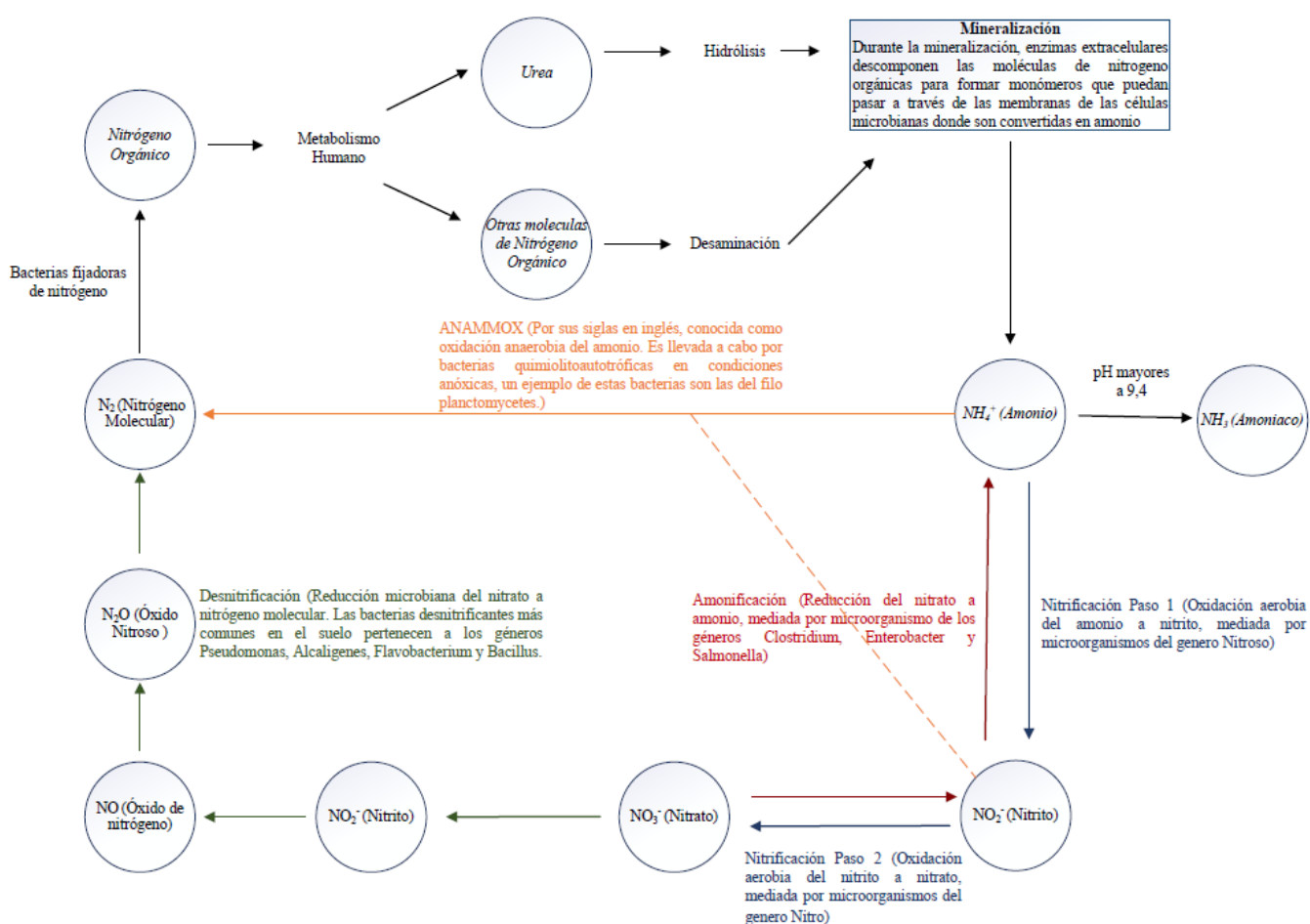
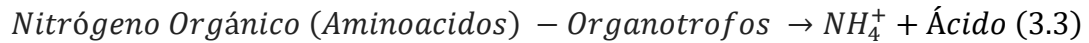


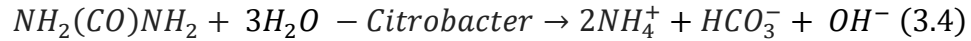
Figura 3.02. Esquema general del ciclo del nitrógeno, enfocado en las matrices de suelo y agua residual (Información tomada de Gerardi, 2003; Myrold, 2005 & Bradshaw, 2012)

Las reacciones principales que rigen estas rutas de transformación del nitrógeno en las aguas residuales y el suelo se presentan a continuación:

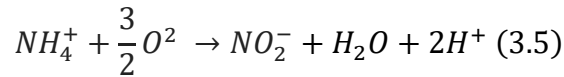
1. Desaminación:



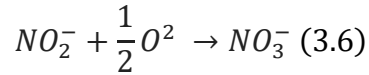
2. Hidrolisis de la urea:



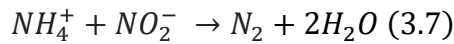
3. Nitrificación Paso 1:



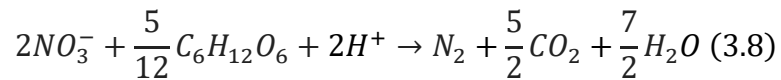
4. Nitrificación Paso 2:



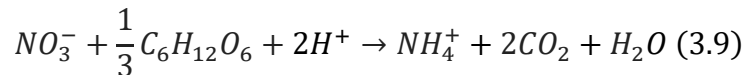
5. ANAMMOX:



6. Desnitrificación:



7. Amonificación:



Debido a lo observado anteriormente es que se determina que el ciclo del nitrógeno es un mecanismo importante para tener en cuenta para el tratamiento de aguas residuales en sistemas sépticos *in situ* (SSIS). La Figura 3.03 muestra un esquema generalizado de transformaciones que se esperan ocurran al nitrógeno esto sistemas.

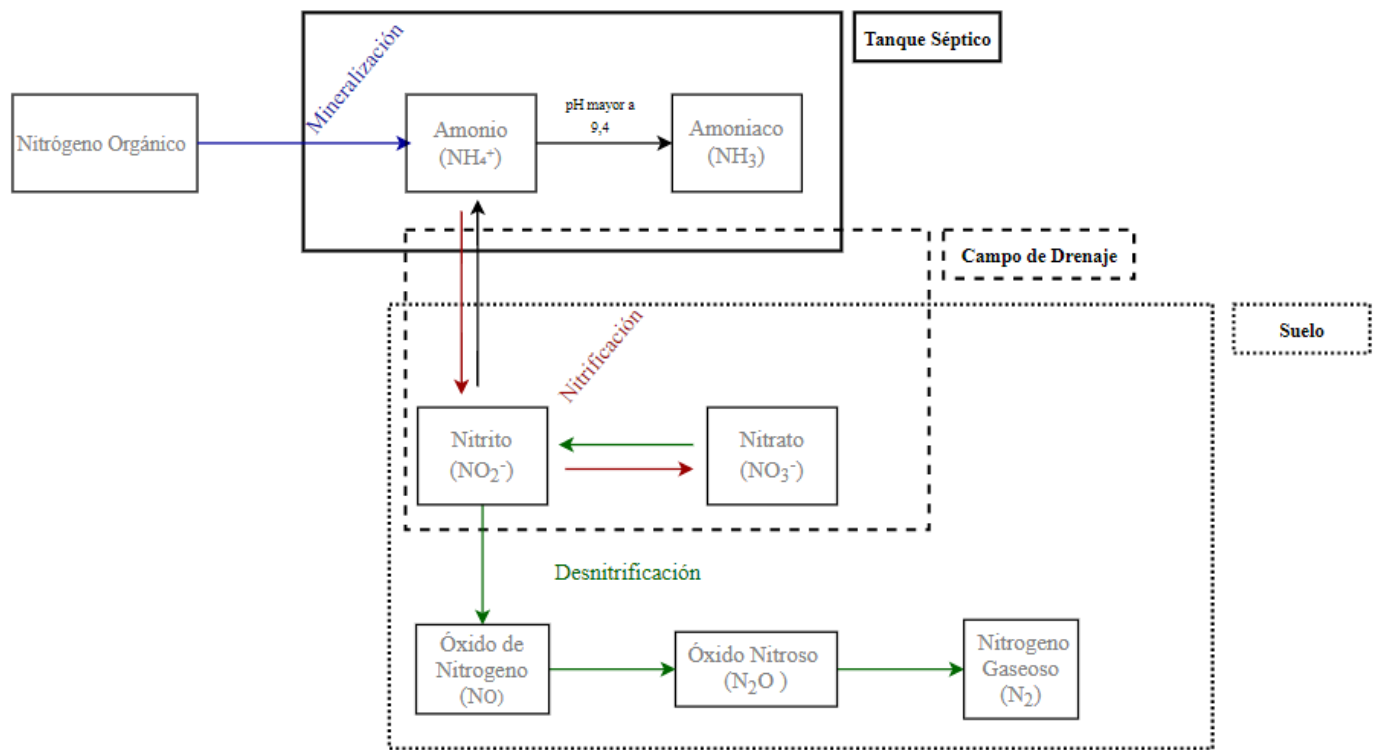


Figura 3.03. Esquema general del ciclo del nitrógeno en un SSIS.

3.6.4. Contaminación por nitratos

El nitrato se encuentra naturalmente en el medio ambiente como parte del ciclo del nitrógeno. Sin embargo, las fuentes antropogénicas han aumentado considerablemente las cargas de nitratos en las aguas subterráneas y superficiales. Por lo tanto, identificar las fuentes de nitrato en el ambiente es de vital importancia para preservar la calidad del agua y lograr la sostenibilidad del recurso hídrico (Fenech *et al.*, 2012).

La OMS (2006) advierte que concentraciones de nitrato superiores a 10 mg/L (como N) o 44 mg/L (como ion) son consideradas perjudiciales para la salud humana por lo que corresponde al contaminante y al ion del ciclo de nitrógeno al que mayor importancia se le da, de igual manera nuestra legislación establece en el DECRETO 38924-S (Reglamento para la Calidad del Agua Potable) una serie de valores límites que regulan las concentraciones tolerables de nitratos en agua potable en donde se tiene un valor alerta de 25 mg/L y un valor máximo admisible de 50 mg/L. El nitrato generalmente es relacionado con actividades agrícolas debido al uso de fertilizantes. Sin embargo, en zonas urbanas, se han observado altas concentraciones de nitratos en el agua subterránea, lo cual está ligado a otras fuentes relacionadas con el desarrollo urbano. En los últimos años estudios han encontrado que las concentraciones de nitratos en algunos acuíferos urbanos son similares o incluso más altas que las presentadas por áreas agrícolas circundantes (Ford & Tellam, 1994; Lee *et al.*, 2003; Wakida & Lerner, 2006).

Entre las fuentes urbanas de nitratos podemos mencionar las fugas de alcantarillado y de la red sanitaria, tanques sépticos, derrames industriales, tierras contaminadas, rellenos sanitarios, infiltraciones de ríos o canales, fertilizantes utilizados en jardines, construcción de viviendas, entre otros. Debido a la cantidad de fuentes de nitrógeno en las áreas urbanas, se observa que encontrar concentraciones elevadas de nitrógeno en los acuíferos urbanos no es algo sorprendente (Wakida & Lerner, 2005). Según Navarro & Carbonell (2007) la infiltración de aguas residuales ordinarias en áreas urbanas resultó en la aparición de áreas con un alto contenido de nitrato, esto ligado a la evolución de los principales cationes (K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) y el nitrato, muestra una posible nitrificación del amonio y la oxidación de la materia orgánica disuelta, lo que da lugar a mayores concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, se detallan las metodologías empleadas para desarrollar el trabajo. Para este se utilizó agua residual ordinaria del residencial Iztarú e inició como parte del proyecto CONICIT-TEC 1460079, con el propósito de generar un antecedente con respecto a la lixiviación de contaminantes en suelos agrícolas y urbanos, específicamente el transporte de las distintas especies de nitrógeno y el impacto de estas en los campos de drenaje, el subsuelo y el agua subterránea.

Este trabajo es parte de una serie de esfuerzos para caracterizar los procesos de lixiviación de contaminantes en un sistema séptico simulado bajo condiciones experimentales, donde la investigación realizada en este trabajo se centra en las dinámicas propias al campo de drenaje y el trabajo “Transporte de nitrógeno en suelos urbanos infiltrados con aguas residuales ordinarias” evalúa en profundidad el comportamiento de los contaminantes en el subsuelo debajo de las zanjas de percolación. Las pruebas desarrolladas para completar el trabajo fueron realizadas en el Centro de Investigaciones en Vivienda y Construcción (CIVCO) y en el Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC), del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

4.1. Sitio de estudio

El estudio se realizó en las instalaciones del ITCR, ubicado en el distrito de Dulce Nombre, específicamente en el cantón de Cartago, provincia de Cartago. En la figura 4.01 se presenta la ubicación de la zona de estudio.

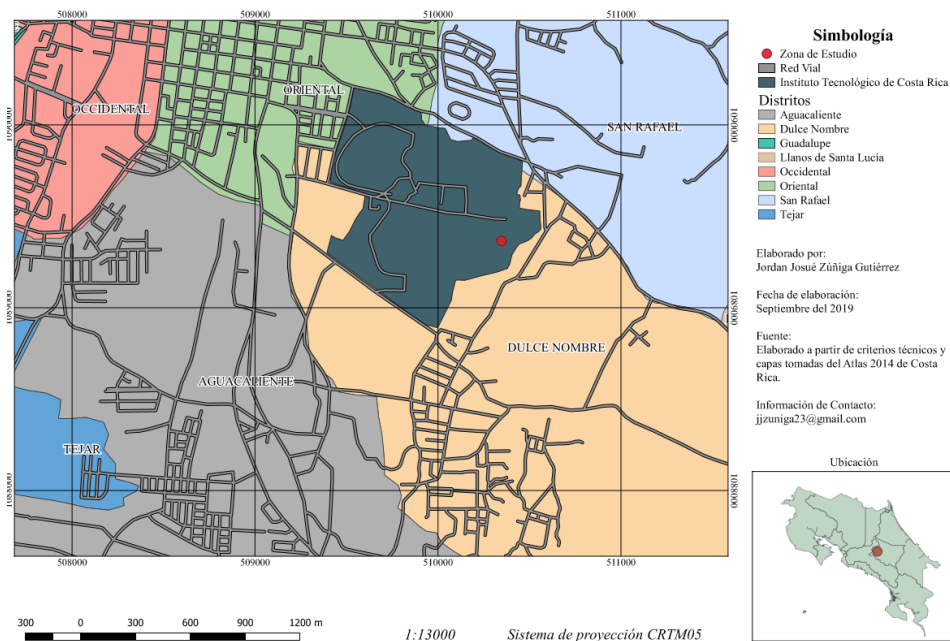


Figura 4.01. Localización del campo de drenaje.

4.2. Metodología para el diseño del campo de drenaje

4.2.1. Dimensionamiento del sistema y ubicación del sistema

Las dimensiones del sistema y de cada una de las zanjas de percolación se definen de acuerdo con las fórmulas y los principios que se establecieron en la sección 3.5.1. Esta propuesta considera experimentar con 3 esquemas diferentes de zanjas de percolación, comparar su desempeño y generar recomendaciones respecto a las variaciones observadas entre ellas. En las figuras 4.02, 4.03, 4.04 y 4.05 se presenta el esquema definido para el campo de drenaje y las distintas configuraciones elegidas para las zanjas de percolación. La figura 4.06 presenta una fotografía de la instalación en sitio.

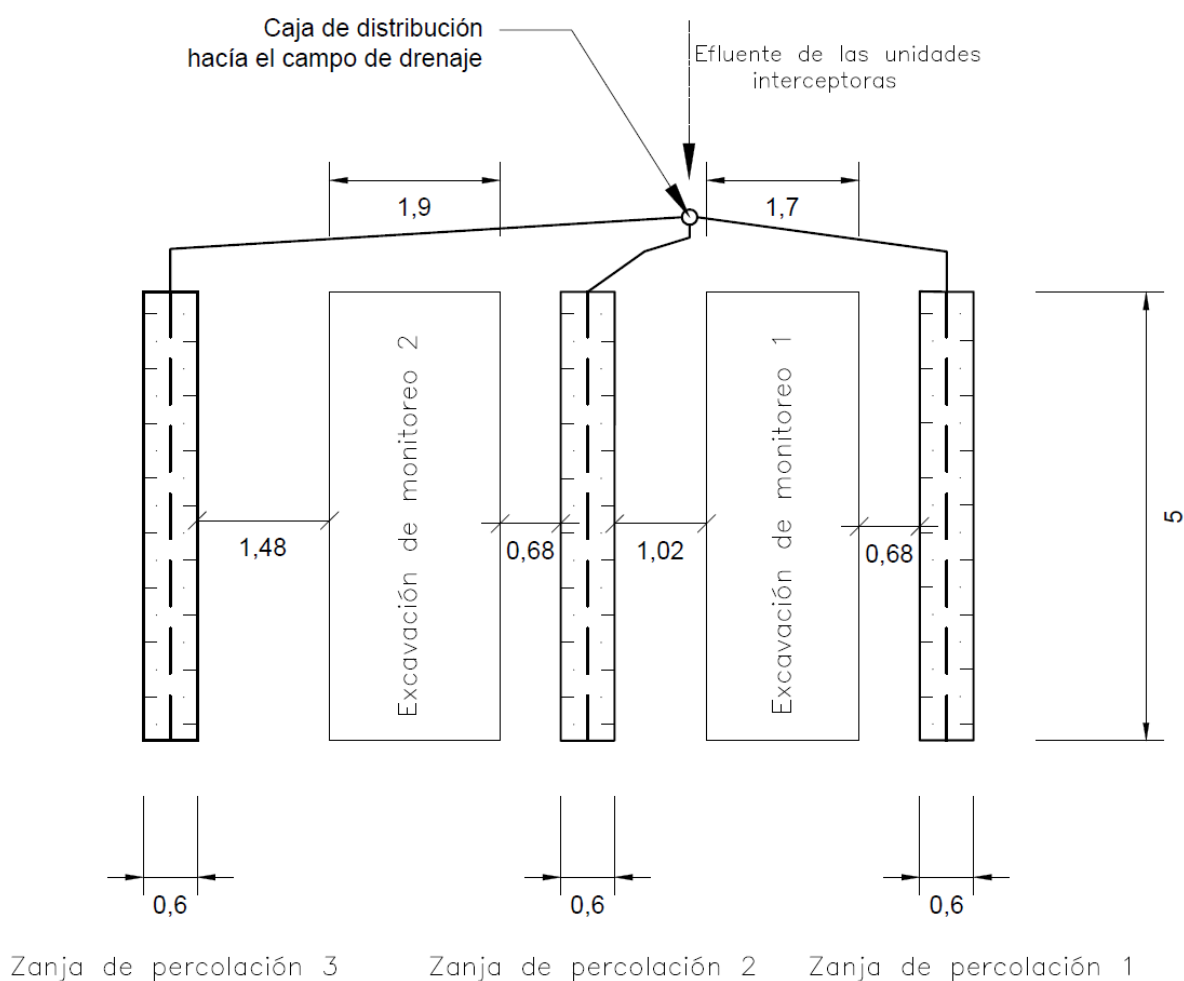


Figura 4.03. Vista en planta del campo de drenaje.

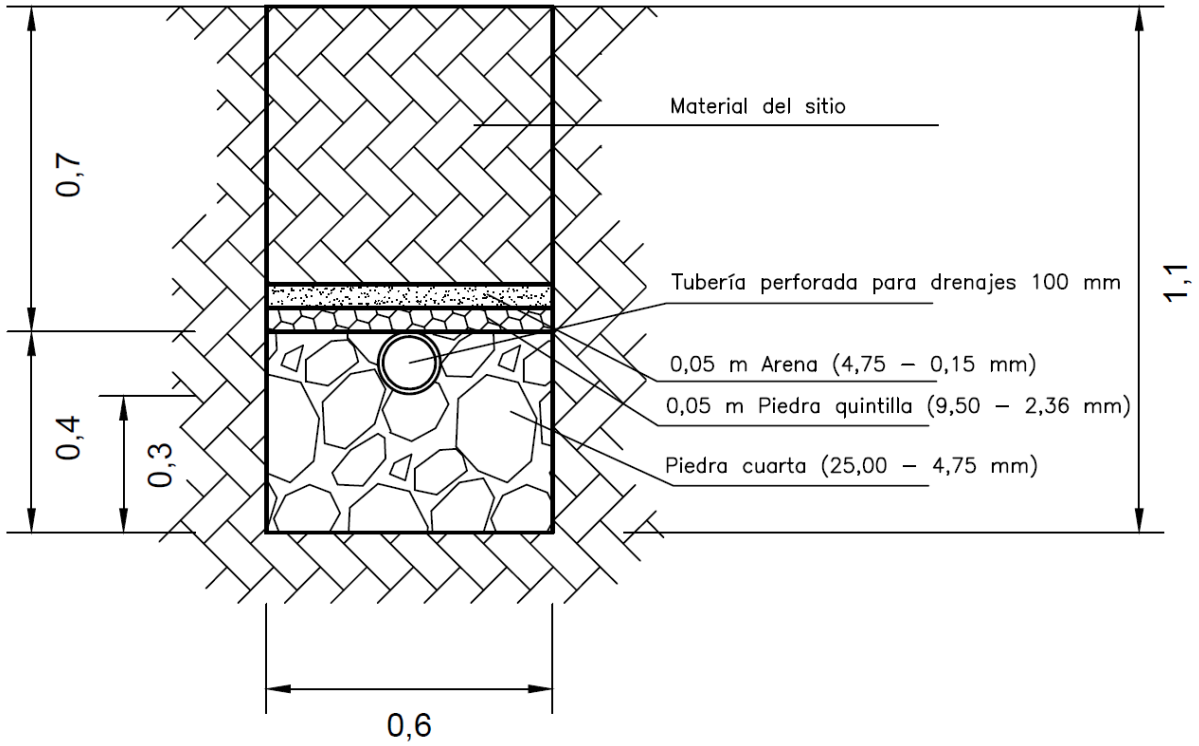


Figura 4.03. Corte transversal zanja de percolación 1.

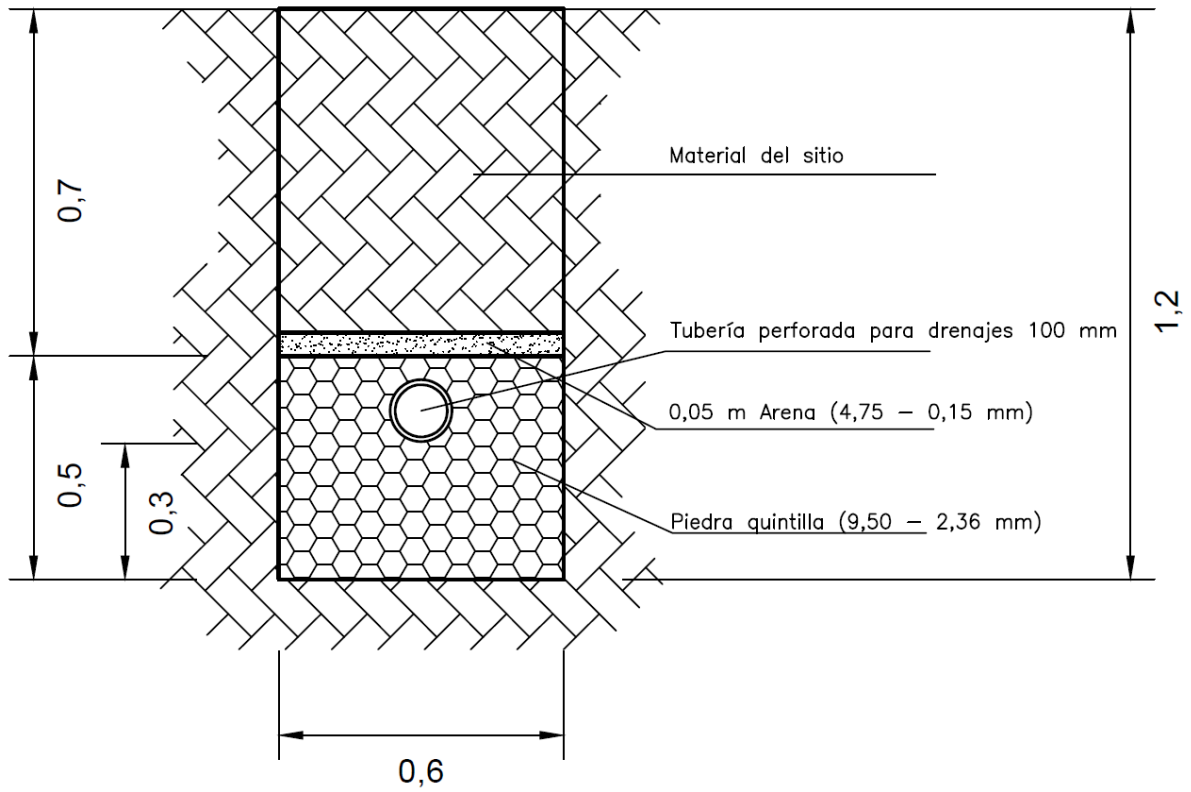


Figura 4.04. Corte transversal zanja de percolación 2.

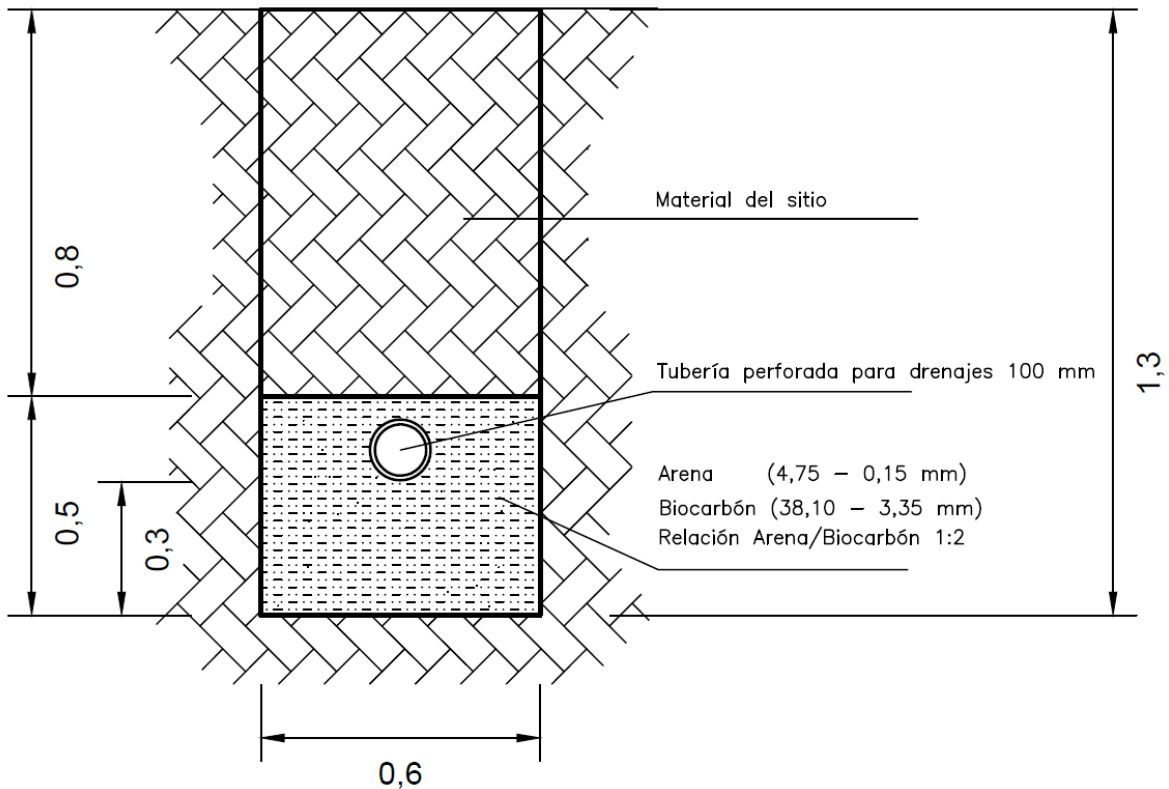


Figura 4.05. Corte transversal zanja de percolación 3.



Figura 4.06. Excavaciones realizadas para la construcción del campo de drenaje y sus componentes.

Para ubicar el campo de drenaje se consideraron varios factores, uno de los factores determinantes correspondió a que se necesitaba conectar las zanjas de percolación a un sistema de unidades interceptoras para homogenizar el flujo y disminuir la cantidad de sólidos suspendidos presentes, lo anterior dentro de un ambiente controlado. Debido a esto se decidió realizar la construcción del campo del drenaje dentro de las instalaciones del ITCR, donde se encontraban una serie de tanques sépticos que se construyeron con anterioridad para un proyecto de investigación y se utilizaron como unidades interceptoras en este proyecto.

El campo de drenaje se alimentó con dos unidades interceptoras idénticas que proporcionaban un tiempo de retención de 10 horas y contaban con una alimentación continua de agua residual. En la figura 4.07 se presenta el diseño de las unidades interceptoras utilizadas como tratamiento previo (*i.e.*, homogenizar el flujo y sedimentar sólidos suspendidos) para alimentar el campo de drenaje y en la figura 4.08 se detalla el esquema de transporte del agua residual.

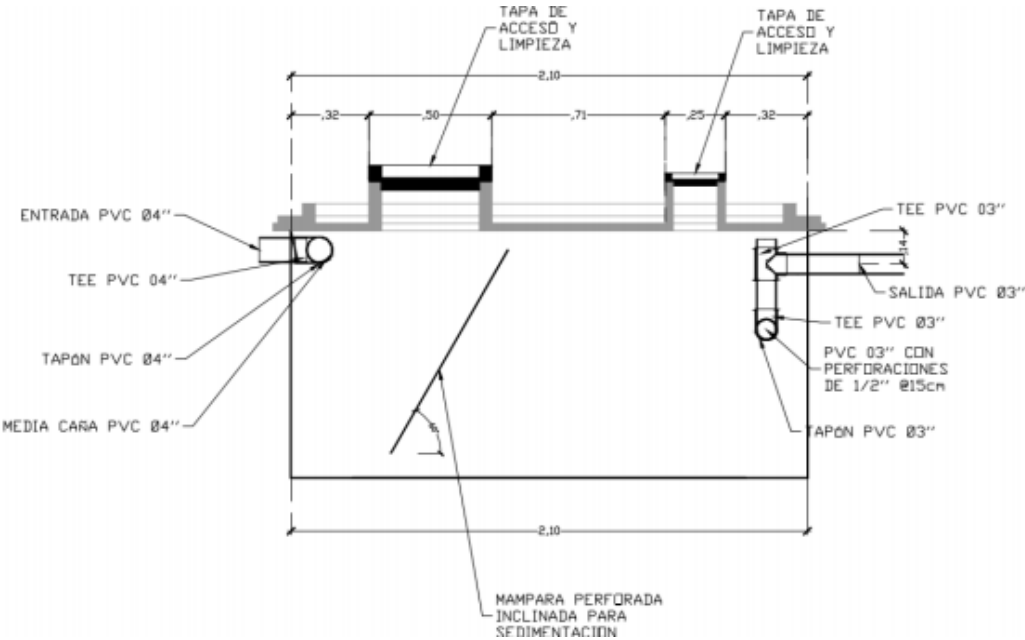


Figura 4.07. Vista en corte de la unidad interceptoras.

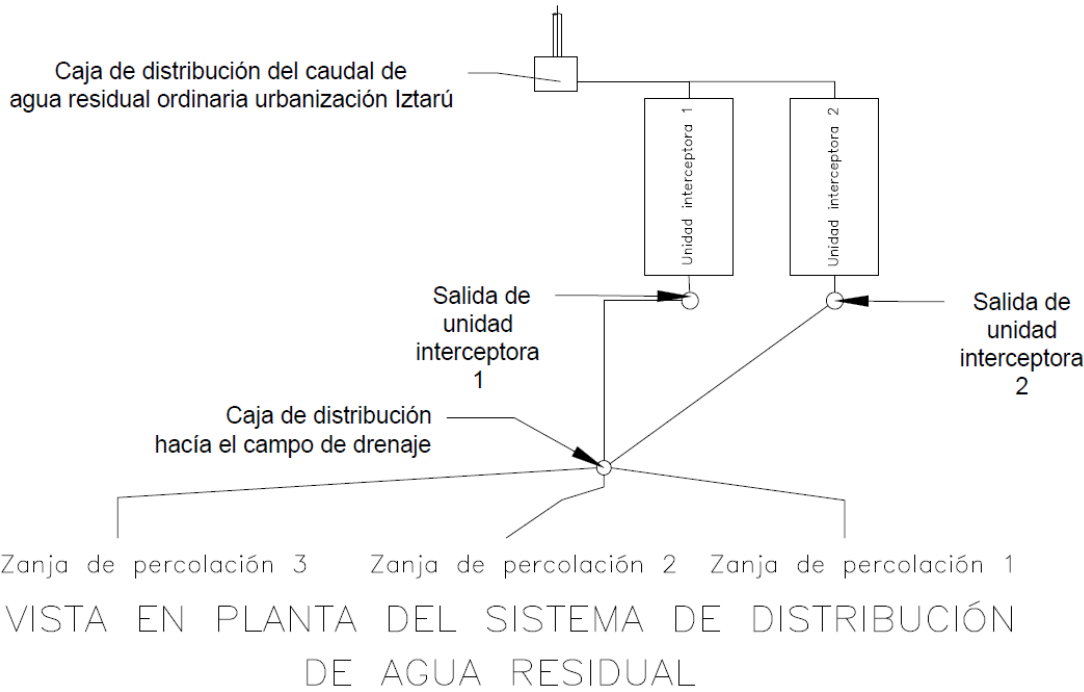


Figura 4.08. Esquema del transporte del agua residual en el proyecto.

4.2.2. Monitoreo del sistema

Se instaló una estación experimental para monitorear varias condiciones ambientales utilizadas en la evaluación de cómo responden los campos de drenaje a los cambios climáticos. La estación experimental está compuesta por un remolque furgón de 1 eje (Marca Chaverri) que internamente se encuentra equipado con distintos componentes. La estación y sus componentes internos se presentan en las figuras 4.09 y 4.10 las cuales se describen a continuación:

1. Mesa de trabajo
2. Una refrigeradora (Marca Mabe) donde permanecen almacenadas las botellas que reciben las muestras de agua de suelo.
3. Un equipo de vacío que proporciona vacío a las líneas de tubería de teflón conectadas a los lisímetros de succión (*vide infra*) y a las botellas de muestra y 6 botellas de vidrio de 1 litro para almacenar el agua de suelo.
4. Datalogger CR1000X (equipo de automatización).
5. Multiplexor AM16/32B (equipo de automatización)..
6. Regulador de voltaje CH150 (equipo de automatización)..
7. Un modem celular SIERRA Wireless (equipo de automatización).
8. Tablero equipo de automatización (integrados por los componentes mencionados con anterioridad).



Figura 4.09. Estación de monitoreo y componentes internos (componentes 1,2,3).

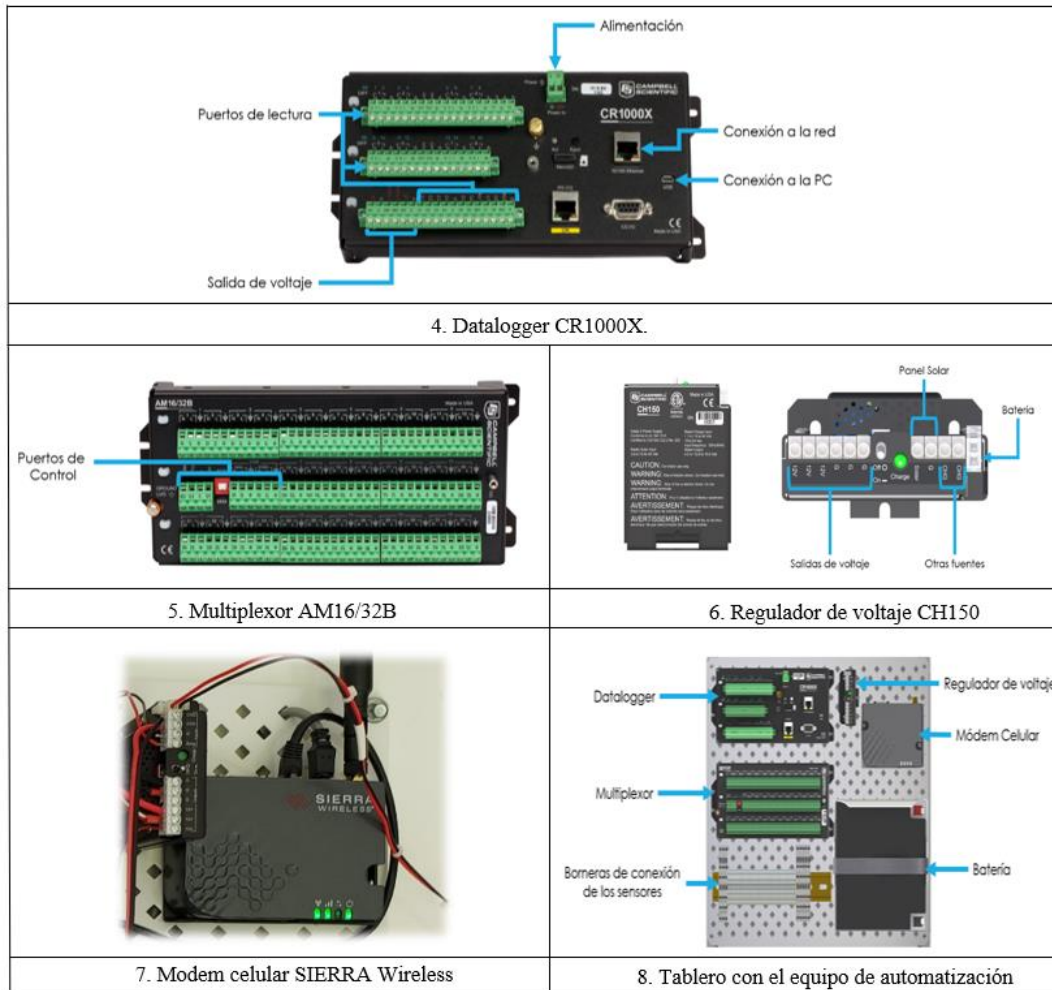


Figura 4.10. Componentes internos de la estación de monitoreo (componentes 4,5,6,7,8).

Externamente la estación se encuentra equipada con los siguientes componentes que se presentan en la figura 4.11:

- Reflectómetros CS650. Estos sensores miden contenido volumétrico de agua en el suelo (m^3/m^3), conductividad eléctrica (dS/m), temperatura ($^{\circ}C$) y permitividad.
- Muestreadores de agua de suelo PRENART (Lisímetros de succión).

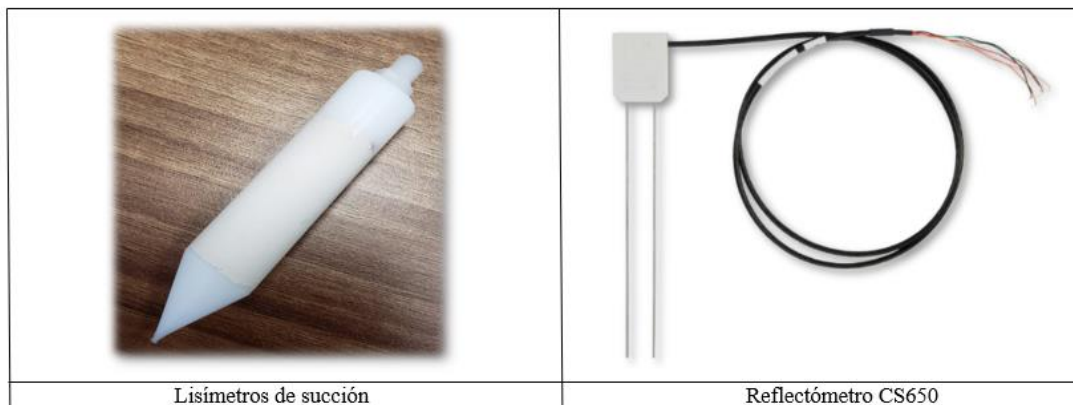


Figura 4.11. Componentes externos de la estación de monitoreo.

4.2.2.1. Instalación de los Reflectómetros

Para monitorear las variables que se presentaban en la profundidad de cada una de las zanjas de percolación se instalaron 6 reflectómetros distribuidos en las 3 zanjas de percolación. La distribución y ubicación de los reflectómetros se muestra en las figuras 4.12 y 4.13.

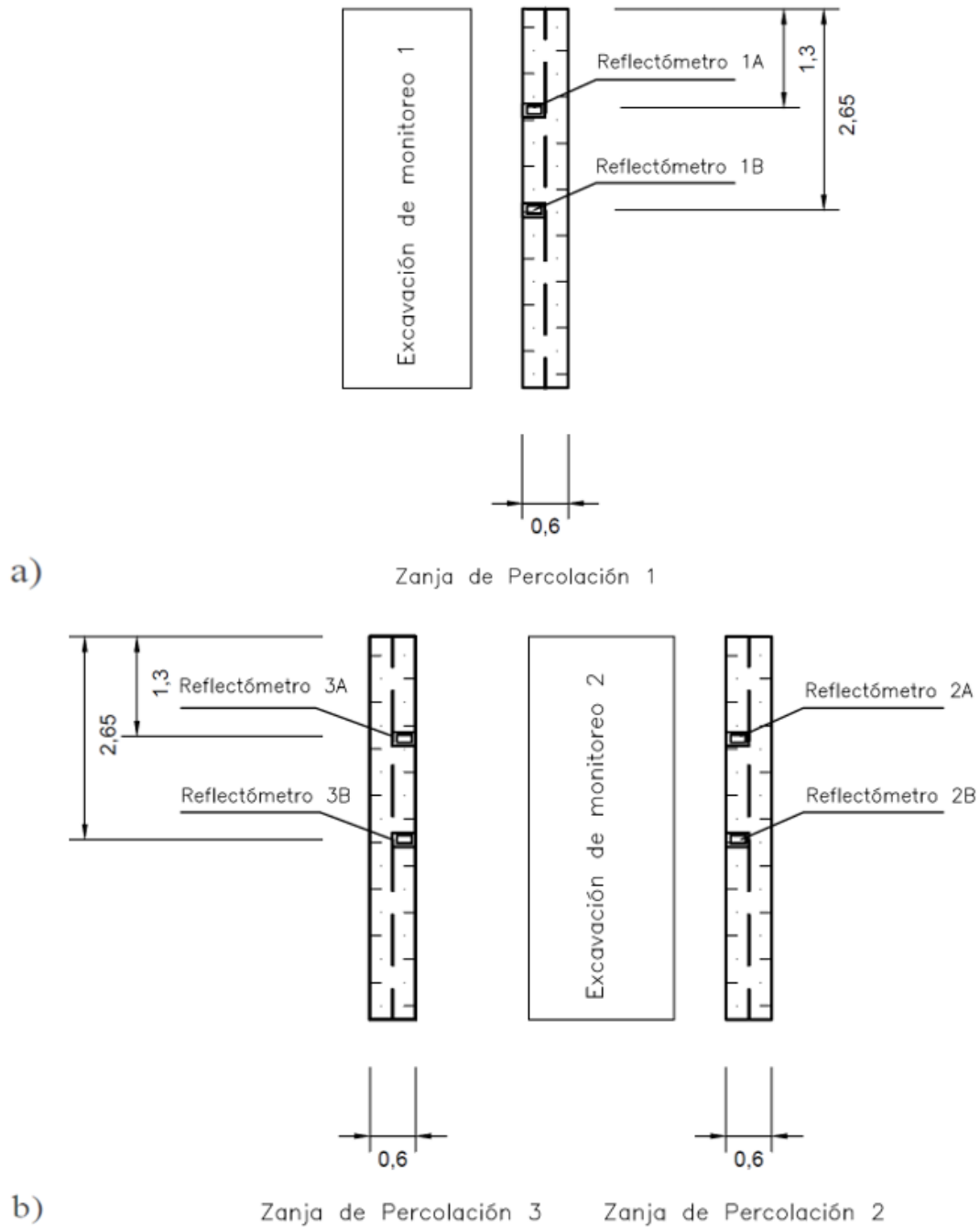


Figura 4.12. a) vista en planta de la ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 1; b) vista en planta de la ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 2 y 3.

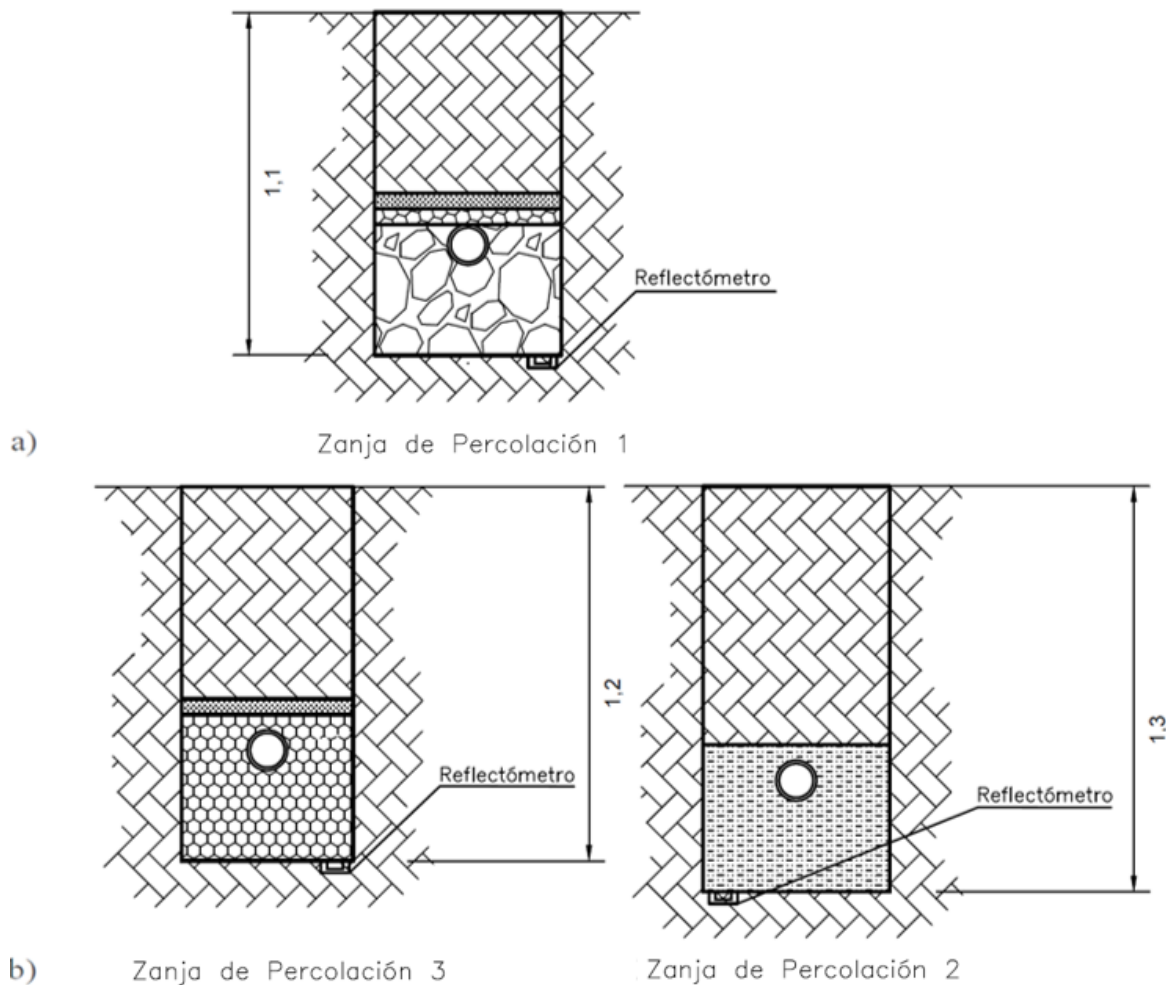


Figura 4.13. a) corte transversal, ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 1; b) corte transversal, ubicación de los reflectómetros de la zanja de percolación 2 y 3.

Los reflectómetros son sensores de permitividad dieléctrica que proporcionan una medición precisa del porcentaje de humedad contenido en el suelo a través de un método indirecto. Mediante una ecuación de calibración que el equipo posee se puede convertir la medida obtenida por el sensor a una estimación del contenido volumétrico de agua en el suelo (Cornejo, 2018).

Se utilizaron los datos obtenidos por este sensor con el fin de obtener los datos de contenido de agua volumétrico en el suelo para realizar los cálculos del balance hídrico, obtener los valores de conductividad hidráulica insaturada y tener una supervisión remota del agua residual que percolaba a las zanjas. Cuando se observaban caídas en el contenido volumétrico de agua en la sección de suelo donde se instalaron los reflectómetros, se tomaba esta señal como alerta de que se debía de purgar el sistema de distribución del agua residual porque había averías que impedían que el agua llegara al campo de drenaje. Los cálculos de balance de agua para obtener la masa lixiviada de nitrógeno se presentan en la sección 4.7.

4.2.2.2. Instalación de los muestreadores de agua de suelo PRENART

Los muestreadores de agua de suelo utilizados en este estudio corresponden a lisímetros de copa de succión fabricados a partir de materiales como la cerámica, el vidrio y el plástico. Los lisímetros de succión que se utilizaron en el proyecto son de la marca PRENART Equipment ApS fabricados a partir de teflón poroso mezclado con polvo de sílice. Estos lisímetros de succión tienen un tamaño de poro promedio de $2\ \mu\text{m}$, un área de poro de $33\ \text{cm}^2$ y una conductividad hidráulica de $3,31 \times 10^{-7}\ \text{cm/s}$.

Se instalaron 6 lisímetros de succión en total, las distancias en la sección transversal se describen a continuación: los lisímetros 1 y 2 se instalaron a 1,10 m (para la zanja 1), los lisímetros 3y 4 se instalaron a 1,20 m (para la zanja 2) y los lisímetros 5 y 6 se instalaron a 1,30 m (para la zanja 3). En la vista en planta cada par de lisímetros de succión se encontraban separados por una distancia de 1,45 m, la distribución y la ubicación de los lisímetros de succión mencionada anteriormente se muestran en las figuras 4.14 y 4.15.

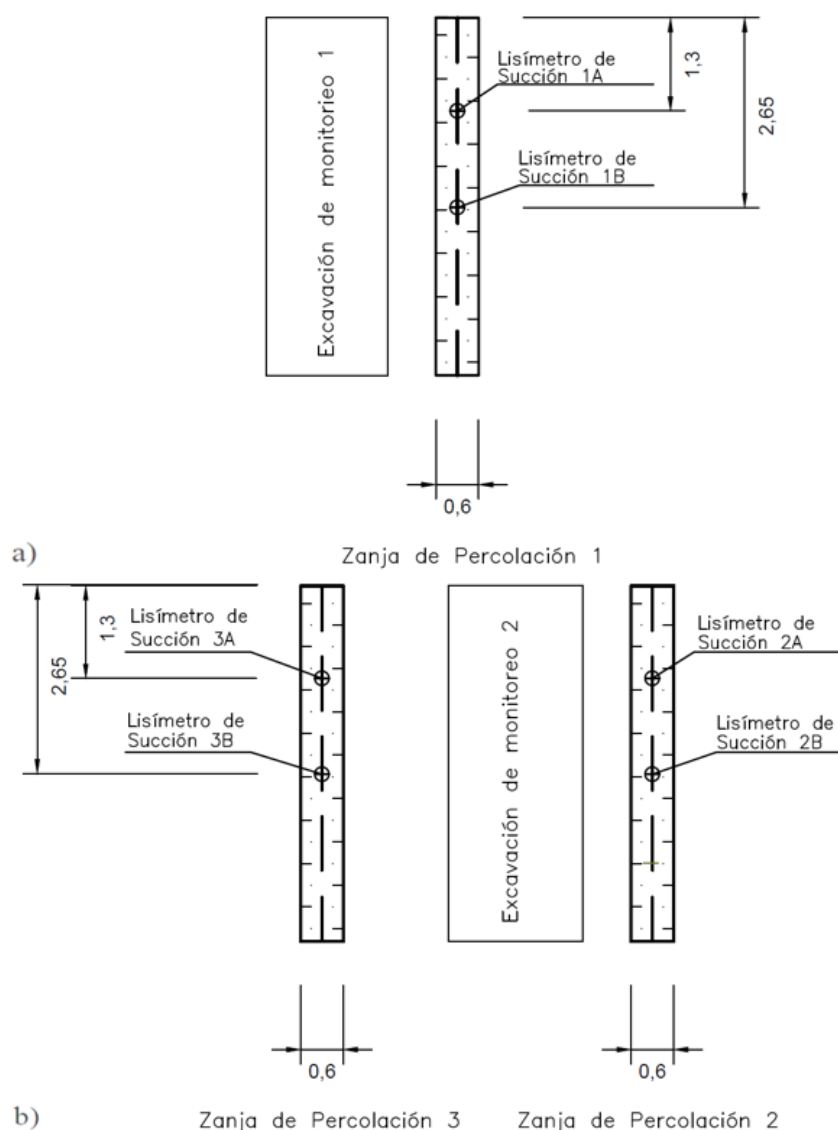


Figura 4.14. a) vista en planta de la ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 1; b) vista en planta de la ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 2 y 3.

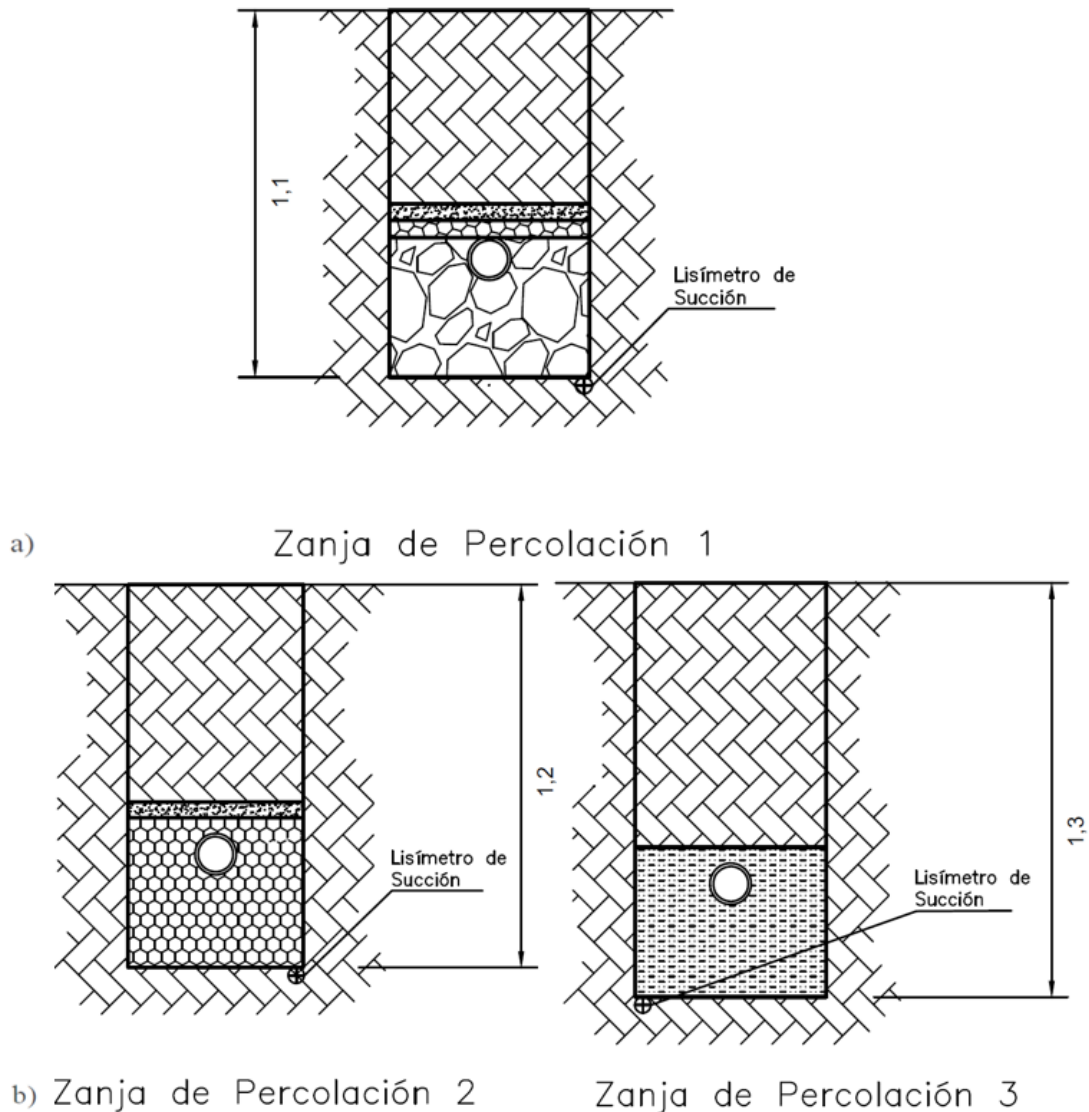


Figura 4.15. a) corte transversal, ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de infiltración 1; b) corte transversal, ubicación de los lisímetros de succión de la zanja de infiltración 2 y 3.

Para la instalación de los lisímetros de succión es crítico tener un buen contacto hidráulico entre el lisímetro de succión y el suelo. Para garantizar esto, en la instalación, cada lisímetro de succión se insertó en un orificio perforado por medio de un barreno de acero (Barreno de acero PRENART) se hizo un agujero en un ángulo oblicuo en el suelo a la profundidad deseada para la instalación del muestreador, por medio de esta metodología de instalación nos aseguramos de que el suelo sobre el muestreador permanezca intacto, además, durante la instalación se debe de tener cuidado de evitar que el material del suelo desde los horizontes superiores caiga en el orificio.

Para mejorar el contacto entre el lisímetro de succión y el suelo se preparó una disolución con polvo de sílice (con una relación de sílice a agua de 2:1) y se agregó la suspensión acuosa de polvo de sílice en el orificio creado para la instalación del lisímetro de succión mediante un embudo y el tubo de plástico. Luego de este paso se procedió a colocar el lisímetro de succión dentro del orificio y se realizó una suspensión de suelo con agua (libre de piedras y rocas) para verterlo en el agujero donde se instaló el lisímetro de succión para garantizar un funcionamiento óptimo de los muestreadores.

4.2.2.3. Sistema de vacío y botellas de muestreo de agua de suelo

Los lisímetros de succión instalados en la sección anterior (*vide supra*) se conectaron a una tubería de teflón con un diámetro de 3,2 mm. La tubería de teflón se extiende desde cada uno de los puntos de muestreo hasta la estación de monitoreo donde la tubería se conecta a una serie de botellas de vidrio de un litro preservadas en una refrigeradora. Las seis botellas están conectadas entre sí a un centralizador de vías enlazado a un sistema de control de vacío fabricado en el TEC, el cual regula un vacío constante de -60 kPa. Cabe destacar que las botellas se encuentran conectadas primeramente a una botella buffer para evitar que si se diera el ingreso de agua a la línea de vacío esta pueda llegar a la botella buffer y así evitar que el sistema se dañe.

Para proteger la tubería de teflón de los lisímetros de succión y las líneas de cables de los reflectómetros que se conectaron hasta la estación se decidió comprar un poliducto de media pulgada, dentro del poliducto se insertaron las tuberías y las líneas para de esta manera proteger el equipo de cualquier daño externo y de condiciones ambientales adversas. En la figura 4.16 se muestran algunas de las tuberías y líneas protegidas por el poliducto:



Figura 4.16. Tuberías y líneas protegidas por el poliducto

4.3. Caracterización del material de percolación

La curva granulométrica es esencial para estimar propiedades inherentes de los materiales que se caracterizan. Además, permiten comprender si los materiales cumplen con la Norma Oficial de Especificaciones para los Agregados Finos y Gruesos para Concreto (Decreto N° 10854-MEIC), para de esta manera poder determinar el tipo de material que se usó en las zanjas de percolación.

La clasificación anterior se puede definir mediante la curva granulométrica característica asociada a cada material. Para realizar las pruebas granulométricas y determinar los distintos parámetros asociados se usó como base la norma ASTM C136/C136M-14, "Método estándar de ensayo para análisis por tamizado de agregados finos y gruesos". En estas pruebas, se utilizaron distintos pesos de material, establecidos en la norma para determinar su curva granulométrica y poder generar una clasificación de acuerdo con el decreto del MEIC. Los pesos utilizados según el material se muestran a continuación:

Cuadro 4.01. Pesos utilizados para los distintos materiales (Basados en la norma ASTM C136).

Material	Peso (kg)
Piedra Cuarta (Para un tamaño nominal máximo de 37,5 mm)	15
Piedra Quintilla (Para un tamaño nominal máximo de 12,5 mm)	2
Arena (De acuerdo con la norma el tamaño de la muestra para agregado fino debe ser mínimo de 0,3 kg)	0,3

Los análisis granulométricos se realizaron en las instalaciones del CIVCO, siguiendo la metodología establecida por la ASTM en la norma ASTM C136/C136-14. Cabe resaltar que el análisis granulométrico de un agregado corresponde a todo procedimiento manual o mecánico por medio del cual se puedan separar las partículas constitutivas del agregado según tamaños, la distribución de las partículas de un material se determina haciendo uso de un conjunto de mallas (o tamices), ordenadas de la abertura más grande a la más pequeña, las cuales son agitadas hasta obtener la cantidad de material retenido en cada una de ellas. En la práctica, los pesos de cada tamaño se expresan como porcentajes retenidos en cada malla con respecto al total de la muestra. Estos porcentajes retenidos se calculan tanto parciales como acumulados, en cada malla, ya que con estos últimos se procede a trazar la gráfica de granulometría y establecer la graduación del material (ASTM C136 - C136M, 2014; Fernández & Salas, 2002). La graduación se relaciona con la distribución por tamaños de las partículas de un agregado, la granulometría es la manera en la que se expresa dicha graduación y el análisis granulométrico es el análisis a partir del cual se determina la granulometría.

4.3.1. Método estándar de ensayo para análisis por tamizado de agregados fino y grueso

El método se utilizó para determinar la graduación de los materiales propuestos para usarse como lechos de percolación en las zanjas. El principio del ensayo se basa en separar una muestra de agregado seco de masa conocida, a través de una serie de tamices de aberturas sucesivamente menores, con el propósito de determinar los tamaños de las partículas para posteriormente graficar la curva granulométrica y calcular distintos coeficientes asociados.

Los pasos para realizar el ensayo son descritos a continuación:

1. Se seca la muestra de material a una temperatura de $110 \pm 5^{\circ}\text{C}$.
2. Se pesa una cantidad de material seco de acuerdo con la tabla 4.01.
3. La muestra se coloca en el tamiz de mayor abertura y se tamizan porciones de material que no generen una oclusión de las aberturas del tamiz. Se secciona la circunferencia del tamiz en 6 y se golpea con la mano de manera firme al menos 25 veces en cada una de las 6 secciones.
4. Se pesa el contenido del tamiz en una balanza y se procede a repetir el paso 3 del procedimiento.
5. Se pesa nuevamente el contenido del tamiz y si la diferencia con respecto al primer pesaje es mayor al 1% se procede a realizar el paso 3 nuevamente, de lo contrario se procede a tamizar la siguiente porción del material.
6. Al terminar el tamizaje de cada uno de los puntos descritos por el decreto (los puntos varían dependiendo del material) se procedió a graficar la curva granulométrica como el porcentaje que pasaba del material estudiado versus los valores de tamaño de las partículas (en mm).

Cabe destacar que, aunque el biocarbón utilizado en la zanja de percolación 3 no se clasifica como un material grueso o fino de acuerdo con la norma, a este se le realizó el mismo ensayo para determinar sus propiedades granulométricas para fines de esta investigación.

4.3.2. Análisis del tamizaje de los materiales de percolación

Para analizar las propiedades granulométricas de los materiales se graficaron los datos del porcentaje que pasaba de material (%) y los tamaños del material (mm) para obtener las figuras de distribución del material. Para analizar los comportamientos de las curvas de densidad de la arena y el biocarbón se utilizó el modelo de RR, específicamente la derivada de este modelo para observar el comportamiento de estos 2 materiales.

4.3.3. Cálculo de coeficientes granulométricos

La forma en que se distribuyen los tamaños de partícula afecta las distintas características de las zanjas de percolación como lo pueden ser la carga hidráulica, la velocidad de percolación, la permeabilidad, entre otras propiedades. Esta distribución se caracteriza comúnmente mediante el uso de coeficientes tales como la constante de uniformidad (cu), el coeficiente de curvatura (cc), el coeficiente de permeabilidad (k) y los percentiles del tamaño de partícula (e.g., D10, D30, D50). Para obtener los coeficientes comúnmente se utilizan los percentiles del tamaño de partícula y se relacionan mediante las ecuaciones 4.04, 4.05 y 4.06:

- Coeficiente de uniformidad:

$$Cu = \frac{D60}{D10} \quad (4.04)$$

- Coeficiente de curvatura:

$$Cc = \frac{D30^2}{(D60 - D10)} \quad (4.05)$$

- Coeficiente de permeabilidad:

$$k = C * D10^2 \quad (4.06)$$

Para el coeficiente de permeabilidad se calcula mediante la fórmula empírica determinada por Allen Hazen en donde k es el coeficiente de permeabilidad (cm / s), C es una constante (varía entre 0,4 a 1,2), y D10 equivale al percentil 10 del material tamizado. El valor recomendado y utilizado en la literatura para la constante C es de 1 por lo que para el trabajo se procedió a trabajar con el mismo valor (Ubani, Ani & Womiloju, 2018; Pap & Mahler, 2019).

4.4. Metodología para las visitas de campo y la toma de muestras

4.4.1. Visitas de campo y purga del sistema

Con la finalidad de observar las condiciones del sistema, realizar la recolección de muestras y limpiar obstrucciones que afectaran el desempeño de este se estableció un cronograma de visita. Las visitas de control iniciaron en el momento en que el sistema comenzó a operar de manera diaria, la primera visita de control se realizó a mediados del mes de julio que fue el primer momento en el que se empezó a alimentar al campo de drenaje con agua residual ordinaria. Al inicio las visitas consistían en observar el comportamiento del sistema y realizar la purga del sistema, posteriormente con el inicio de la toma de muestras a las actividades por realizar se les añadió la tarea descrita anteriormente y la cual se ahondará más en la siguiente sección.

4.4.2. Recolección y toma de muestras de agua residual

Para el muestreo del agua residual que ingresaba al campo de drenaje se procedió a la toma de muestras de agua residual ordinaria en el agua cruda que venía desde la urbanización Iztarú y que se categorizo como agua residual afluente (ARA) y del caudal que entraba a las zanjas posterior al tratamiento recibido en las unidades interceptoras y se categorizo como agua residual efluente (ARE), en la figura 4.17 se muestran los puntos de muestreo del agua residual en el sitio de estudio. Las muestras de aguas residual se muestrearon durante un periodo de un mes, este comprendido entre la segunda semana del mes de septiembre y la primera semana del mes de octubre del 2019.

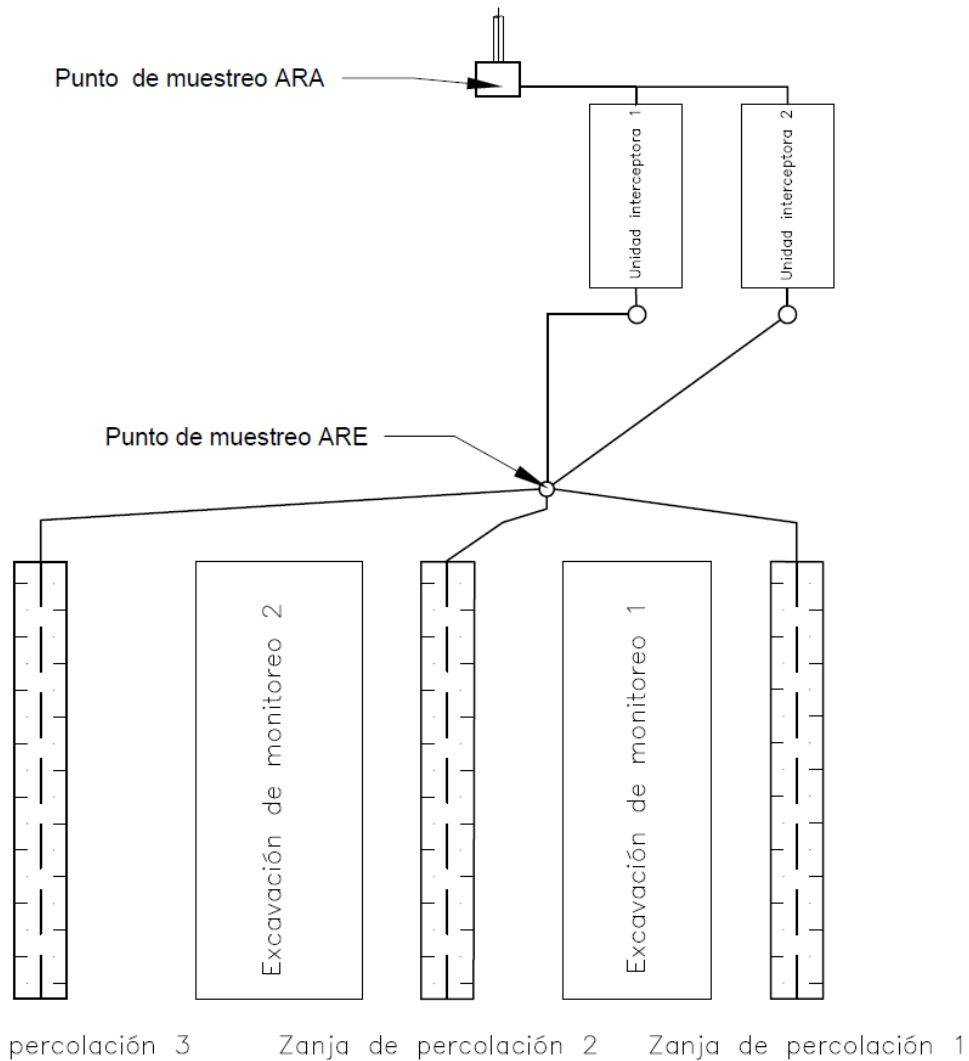


Figura 4.17. Puntos de muestreo del agua residual.

Ambas muestras fueron recolectadas en una botella limpia de plástico (ver figura 4.18) y se ambientaron al menos tres veces con la muestra. Para el análisis químico, se tomaron aproximadamente 2 litros de cada una de las muestras de agua en botellas de tereftalato de polietileno (PET) y se cubrieron rápidamente para evitar el contacto con el aire. Luego de tomadas se almacenaron en hieleras herméticas con hielo y se ingresaron al CEQIATEC para poder realizarles sus respectivos análisis. *In situ* se tomaron los parámetros de pH, temperatura, conductividad eléctrica y ORP para cada una de las muestras de agua residual. *Ex situ* se analizaron en el CEQIATEC los parámetros de turbiedad, sólidos suspendidos totales (SST), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y oxígeno disuelto (OD).

4.4.3. Recolección y toma de muestras de agua de suelo

Para el muestreo del agua de suelo se realizaron muestreos puntuales del contenido de las botellas de muestra de 1 litro una vez a la semana, durante un periodo de un mes, este comprendido entre la segunda semana del mes de septiembre y la primera semana del mes

de octubre del 2019. *In situ* se recogieron las muestras de agua de cada una de las 6 botellas y se cuantificó el volumen de agua contenido en cada una, luego se tomaron los parámetros de pH, temperatura, conductividad eléctrica y potencial de oxidación-reducción (ORP) para cada una de las muestras de agua de suelo. *Ex situ* se analizaron en el CEQIATEC los parámetros de turbiedad, nitritos, nitratos, fosfatos, bromuro, amonio y oxígeno disuelto.

Durante el muestreo se consideraron buenas prácticas de toma de muestra como los son el uso de guantes y ambientar los recipientes de recolección de muestra. Las muestras se recolectaron en botellas de plástico transparente de 350 ml limpias, posteriormente de la toma se almacenaron en una hielera con hielo donde permanecieron hasta su transporte al laboratorio de suelos en el CEQIATEC. Dentro del laboratorio las botellas fueron almacenadas en una refrigeradora y permanecieron ahí hasta que se le realizaron los análisis respectivos a cada muestra. En la figura 4.18 se ilustran las muestras de agua de suelo y agua residual almacenadas en hielera para su posterior traslado.



Figura 4.18. Hielera con muestras de agua de suelo y agua residual.

4.5. Caracterización del agua residual

Para caracterizar las propiedades fisicoquímicas de las muestras de agua residual se realizaron análisis tanto *in situ* como *ex situ*, estos análisis son descritos en la sección 4.4.3. Los respectivos análisis se realizaron en el sitio de muestreo y posteriormente se realizaron en las instalaciones del CEQIATEC siguiendo las metodologías establecidas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW).

En el cuadro 4.03 se muestran los parámetros, los métodos, los equipos y las incertidumbres utilizadas para la determinación de los distintos parámetros de interés del agua residual.

Cuadro 4.03. Parámetros evaluados para el agua residual.

<i>Parámetro</i>	<i>Método de análisis (*)</i>	<i>Equipo usado para la medición</i>	<i>Incertidumbre de la medición</i>
Conductividad Eléctrica (CE)	2510 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (mg/L)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	5210 B	Medidor de oxígeno disuelto YS 5000	Asociada a la medición
Nitrógeno Total Kjeldahl	4500-Norg B	Sistema de digestión para método Kjeldahl Foss™ (Digester y Scrubber) // Unidad de destilación Kjeltac™ 8100	Asociada a la medición
Oxígeno Disuelto (OD)	4500-O G	Medidor de oxígeno disuelto YS 5000	(±0,1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (mg/L)
% Saturación de Oxígeno Disuelto	4500-O G	Medidor de oxígeno disuelto YS 5000	(±0,1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (%)
Potencial de Oxidación-Reducción (ORP)	2580 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,025) V
pH	2550 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,2)
Sólidos Suspendedos Totales (SST)	2540 D	Horno de convección mecánico Thermo Fisher Scientific 605	Asociada a la medición
Temperatura	4500-H+B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,2) °C
Turbiedad	2130 B	Turbidímetro portátil Hanna HI 98703	(±2 %) más 0,02 UNT

(*SMEWW 23rd Edition, 2017).

4.6. Caracterización del agua de suelo

Para caracterizar las propiedades fisicoquímicas de las muestras de agua de suelo se realizaron análisis tanto *in situ* como *ex situ*, estos análisis son descritos en la sección 4.4.2. Los respectivos análisis se realizaron en el sitio de muestreo y posteriormente se realizaron en las instalaciones del CEQIATEC siguiendo las metodologías establecidas por el SMEWW.

En el cuadro 4.04 se muestran los parámetros, los métodos, los equipos y las incertidumbres utilizadas para la determinación de los distintos parámetros de interés del agua de suelo.

Cuadro 4.04. Parámetros evaluados para el agua de suelo

<i>Parámetro</i>	<i>Método de análisis (*)</i>	<i>Equipo usado para la medición</i>	<i>Incertidumbre de la medición</i>
Amonio	4500-NH ₃ F	Thermo Scientific Genesys 10S VIS	(±1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (mg/L)
Conductividad Eléctrica (CE)	2510 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±1) S/cm
Fosfatos	4110 B	Sistema de cromatografía iónica Metrohm 850	Asociada a la medición
Oxígeno Disuelto (OD)	4500-O G	Medidor de oxígeno disuelto YS 5000	(±0,1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (mg/L)
% Saturación de Oxígeno Disuelto	4500-O G	Medidor de oxígeno disuelto YS 5000	(±0,1%) de la lectura más al menos una cifra significativa (%)
Nitratos	4110 B	Sistema de cromatografía iónica Metrohm 850	Asociada a la medición
Nitritos	4110 B	Sistema de cromatografía iónica Metrohm 850	Asociada a la medición
Potencial de Oxidación-Reducción (ORP)	2580 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,025) V
pH	2550 B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,2)
Temperatura	4500-H ⁺ B	MicroPurge® Celda de flujo M20	(±0,2) °C
Turbiedad	2130 B	Turbidímetro portátil Hanna HI 98703	(±2 %) más 0,02 UNT

(*SMEWW 23rd Edition, 2017).

4.7. Evaluación de la propuesta de diseño del campo de drenaje para el agua residual ordinaria del residencial Iztarú.

El campo de drenaje evaluado para el efluente de unidades interceptoras operadas bajo condiciones experimentales es un proyecto desarrollado para evaluar el funcionamiento de sistemas concebidos para la disposición aguas residuales ordinarias tratadas en sistemas de tratamiento *in situ*. El proyecto pretende respaldar que al variar el lecho de percolación de las zanjas de percolación se puede aportar un tratamiento a las aguas residuales ordinarias que son dispuestas y de esta manera disminuir el impacto de estas en el subsuelo y el agua subterránea. Para evaluar las distintas propuestas de diseño se analizó la incidencia de los distintos iones del ciclo del nitrógeno estudiados y encontrados en el lixiviado del campo de drenaje, así como la lixiviación de nitrógeno y especies de su ciclo en el periodo de muestreo por medio de cálculos de masa de nitrógeno lixiviada.

La masa lixiviada de nitrógeno en la capa de suelo inmediata bajo las zanjas de percolación se calculó mediante el flujo de lixiviación de agua y los valores de concentración de nitrato, nitrito y amonio expresados como nitrógeno (nitrato-N, nitrito-N y amonio-N) con el fin de encontrar la masa final de nitrógeno lixiviada en cada una de las zanjas (Baram *et al.*,2016).

Es importante entender las propiedades físicas inherentes a la capa de suelo mencionada anteriormente por lo que estos valores se presentan en el cuadro 4.05.

Cuadro 4.05. Propiedades físicas de la capa suelo inmediata bajo las zanjas de percolación.

<i>Zona capa de suelo</i>	<i>Ksat (cm/min)</i>	<i>Densidad Aparente</i>	<i>% Porosidad</i>	<i>m</i>	<i>Constante b campbell</i>
Zanja de percolación 1 Sección A	244	0,9898	62,65	9,8	-3,42
Zanja de percolación 1 Sección B	1291	0,8806	66,77	10,8	-3,90
Zanja de percolación 2 Sección A	222	0,8720	67,09	9,1	-3,05
Zanja de percolación 2 Sección B	268	0,7211	72,79	10,5	-3,74
Zanja de percolación 3 Sección A	150	1,0043	62,10	19,3	-8,14
Zanja de percolación 3 Sección B	24	0,8512	67,88	15,0	-5,99

Tomando en cuenta los criterios anteriores la masa diaria por m³ de nitrógeno lixiviada se calculó como la sumatoria del flujo de lixiviación de agua horario multiplicado por la concentración de nitrógeno encontrada en cada uno de los puntos muestreados mediante la ecuación 4.07:

$$M = \sum_{i=1}^n I_i * C_i * \Delta t_i * A \quad (4.07)$$

Donde:

- M es la masa diaria de nitrógeno lixiviada (g).
- I corresponde al flujo de lixiviación de agua (m/h).
- C es la concentración de nitrógeno (g/m³).
- Δt es el periodo de tiempo dado (día).
- A es el área que corresponde a 1 m³ de superficie.

El flujo de lixiviación de agua se calculó a través del balance de masas y la Ley de Darcy. Este valor es producto de la conductividad hidráulica insaturada del suelo, un factor de operación de las válvulas, la precipitación y el cambio en el contenido de agua volumétrico del suelo. El flujo se calculó mediante la ecuación 4.08 presentada a continuación:

$$I = (k_{in} * F) + P - \Delta S \quad (4.08)$$

Donde:

- K_{is} es la conductividad hidráulica insaturada (cm/h).
- F es un factor de operación de las válvulas de agua residual que alimentan el campo de drenaje.
- P es la precipitación en cm/h.
- ΔS es el cambio del contenido de agua volumétrico del suelo por hora.

Para calcular la conductividad hidráulica insaturada se utilizó un modelo basado en el valor de la conductividad hidráulica saturada y la curva de retención de agua (Blok *et al.*, 2019) donde la conductividad hidráulica insaturada se determina de acuerdo con la ecuación 4.09:

$$k_{in} = k_s * \left(\frac{CAV}{PT}\right)^m \quad (4.09)$$

Donde:

- K_s es la conductividad hidráulica saturada del suelo (cm/h).
- CAV corresponde al contenido de agua volumétrico del suelo en el punto de interés.
- PT es la porosidad total del suelo del sitio de interés.
- m es un parámetro adimensional que está dado por la relación de $2b + 3$ donde b es la constante del modelo de Campbell para la curva de retención de agua del suelo (Campbell, 1974).

Como punto de discusión sobre las debilidades, fortalezas y problemas asociados a las zanjas de percolación se realizó una evaluación individual de los 3 esquemas de zanjas utilizados durante el periodo de muestreo para determinar cuál sistema es el que presenta un mejor comportamiento y que puede generar un menor impacto ambiental en el subsuelo y las fuentes de agua potable subterráneas.

4.8. Recomendaciones de criterios de diseño para sistemas de percolación.

Para establecer un diseño adecuado para un campo de drenaje acorde con las necesidades y con las características únicas del país se deben de considerar factores como:

- El caudal de producción de agua residual per cápita.
- El sitio donde se va a construir y sus características (*e.g.*, tipo de suelo, condiciones climáticas).
- El lecho de percolación.
- La velocidad de percolación del suelo.

Se propondrá a partir de 3 variaciones de zanjas de percolación evaluadas en el proyecto una estructura de zanja de percolación que tenga un nivel de tratamiento adicional para disminuir la lixiviación de nitrógeno y otros iones de su ciclo en el subsuelo, teniendo presente que el ion con más problemáticas ambientales y de salud asociada es el nitrato.

Para evaluar la parte económica se realizó un análisis de costos por metro lineal con la finalidad de determinar un precio unitario para este tipo de sistemas de tratamiento. El análisis de costos se realizó mediante la cuantificación de las cantidades de materiales a utilizar en la obra, cotizaciones de los precios de estos materiales en el mercado nacional (EPA, Construplaza, Materiales Villa, DIASA y Materiales San Miguel) y estudios previos realizados.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización de los lechos de las zanjas de percolación

En esta sección se discuten las condiciones físicas de los distintos lechos utilizados en las zanjas de percolación del campo de drenaje. Las curvas granulométricas se proporcionan para la piedra cuarta, la piedra quintilla, la arena y el biocarbón; para determinar el diámetro efectivo (D_{10}) y distintos coeficientes granulométricos para así establecer sus características y poderlos diferenciar entre sí. Los coeficientes granulométricos y el D_{10} de los distintos materiales son presentados en el cuadro 5.01.

Cuadro 5.01. Coeficientes granulométricos.

Material	Coefficiente de Uniformidad (Cu)	Coefficiente de Curvatura o de Graduación (Cc)	Coefficiente de Permeabilidad Hanzen (m/s)	D10 (mm)
Piedra Cuarta	1,72	1,07	0,93	9,67
Piedra Quintilla	2,3	1,3	0,11	3,32
Arena	16,8	1,4	0,00002	0,045
Biocarbón	4,2	1,2	0,14	3,76

5.1.1. Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 1

La figura 5.01 muestra la curva granulométrica del material que compone el lecho de la zanja de percolación 1 realizada de acuerdo con lo establecido en la norma ASTM C136/C136M-14.

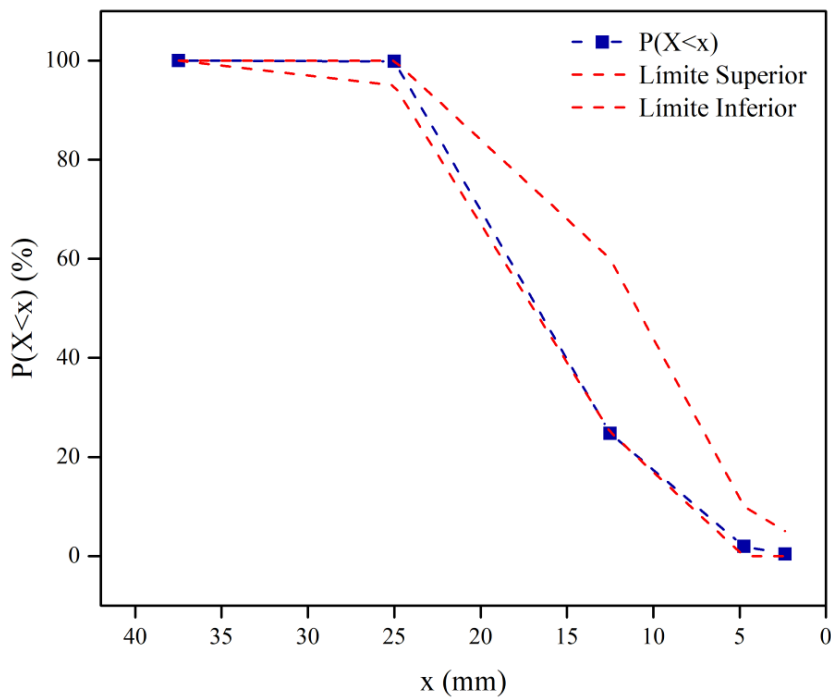


Figura 5.01. Curva granulométrica del material utilizado en el lecho de la zanja de percolación 1.

De los resultados obtenidos en la figura 5.01, se observa que acorde con lo establecido en el Decreto N° 10854-MEIC la distribución de partículas del material del lecho de la zanja de percolación 1 este se clasifica como piedra cuarta, esto debido a que la curva granulométrica del material se encuentra dentro de los límites establecidos por el decreto del MEIC y se ajusta a lo que se establece como piedra cuarta. De la curva granulométrica se puede determinar que el D10 para el material es el presentado en el cuadro 5.01. Además, se determinaron los coeficientes de uniformidad, el coeficiente de curvatura y el coeficiente de permeabilidad de Hanzen que se muestran en el cuadro 5.01.

El coeficiente de uniformidad de la piedra cuarta es menor de 4 por lo que de acuerdo con lo observado en el cuadro 5.01 se puede asociar el material de la zanja de percolación 1 a un material relativamente uniforme en cuanto a la distribución del tamaño de sus partículas, debido a que mientras más cercano a 1 sea el coeficiente de uniformidad más uniforme es el material (Lee & Kim, 2009). La relación que nos brinda el coeficiente de curvatura nos permite afirmar que el material al poseer un coeficiente con un valor entre 1 y 3 posee cantidades apreciables de cada tamaño intermedio de las partículas que lo conforman (Crespo, 2005). El coeficiente de permeabilidad de 0,93 m/s de la piedra cuarta es adecuado para que la zanja no presente problemas de colmatación y que no ocurran fallos hidráulicos en el lecho.

5.1.2. Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 2

La figura 5.02 presenta la curva granulométrica del material que compone el lecho de la zanja de percolación 2 realizada de acuerdo con lo establecido en la norma ASTM C136/C136M-14.

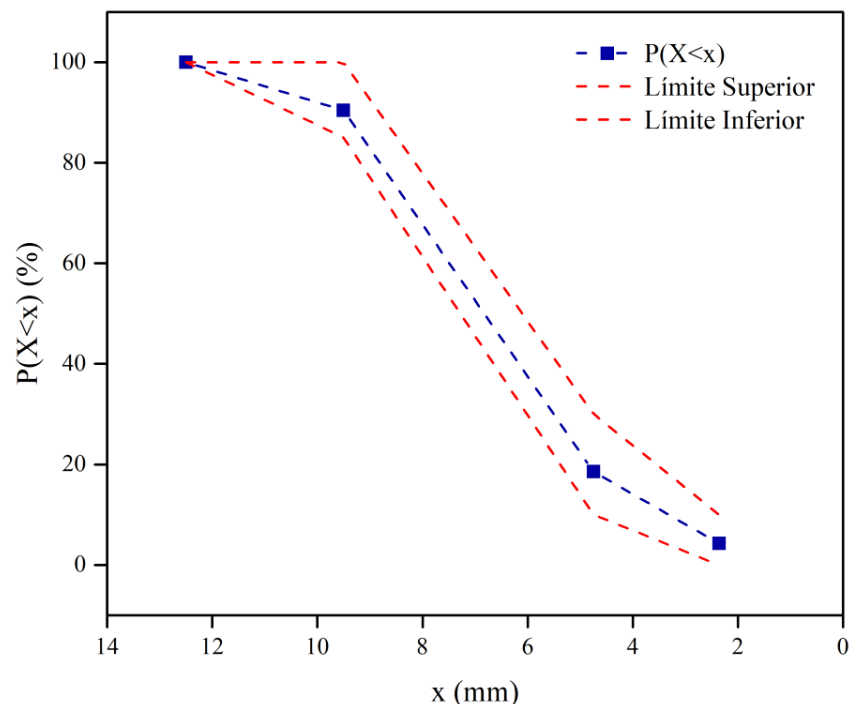


Figura 5.02. Curva granulométrica del material utilizado en el lecho de la zanja de percolación 2.

De la figura 5.02 se puede afirmar que de acuerdo con lo establecido en el Decreto N° 10854-MEIC la distribución de partículas del material del lecho de la zanja de percolación 2 se clasifica como piedra quintilla, esto debido a que la curva granulométrica del material se

encuentra dentro de los límites establecidos por el decreto del MEIC y se ajusta a lo que se establece como piedra quintilla. El D10 de la piedra quintilla junto a los coeficientes granulométricos se pueden consultar en el cuadro 5.01.

De acuerdo a la información brindada por el cuadro 5.01 se observa que el coeficiente de uniformidad de la piedra quintilla es menor de 4 por lo que se puede asociar el material de la zanja de percolación 2 a un material relativamente uniforme en cuanto a la distribución del tamaño de sus partículas, el lecho de esta zanja es menos uniforme que el de la zanja de percolación 1 debido a que su coeficiente de uniformidad es de 2,3. De igual manera a como sucedía con el material del lecho de la zanja de percolación 1, la relación que nos brinda el coeficiente de curvatura nos permite afirmar que el material de la zanja de percolación 2 al poseer un coeficiente con un valor entre 1 y 3 posee cantidades apreciables de cada tamaño intermedio de las partículas que lo conforman. Se observa también un coeficiente de permeabilidad de 0,11 m/s por lo que no se espera observar bajo condiciones de funcionamiento regular el fenómeno de colmatación en esta zanja.

5.1.3. Caracterización del material del lecho de la zanja de percolación 3

Para la construcción del lecho de la zanja de percolación 3 se utilizaron 2 materiales distintos, con la finalidad de poder observar sí al utilizarse un esquema de lecho distinto a los clásicos (lechos en los que se utilizan agregados gruesos como la piedra cuarta y la piedra quinta utilizada en los lechos de las 2 zanjas de percolación descritas anteriormente). Para esto se usó una combinación de arena y biocarbón en una relación de 2:1. La figura 5.03 muestra la curva granulométrica de uno de los componentes del lecho de la zanja de percolación 3 realizada de acuerdo con lo establecido en la norma ASTM C136/C136M-14.

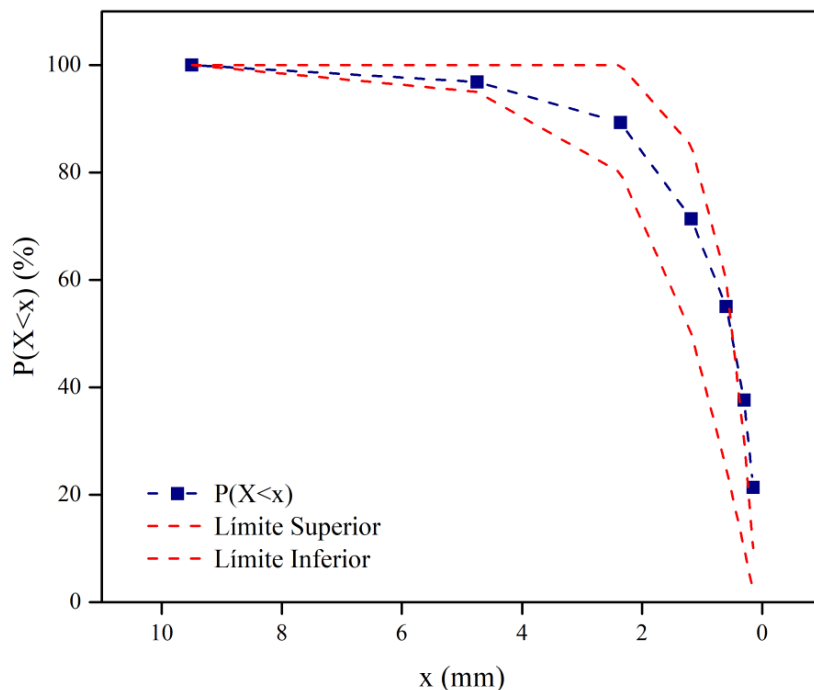


Figura 5.03. Curva granulométrica de la arena utilizada como un componente del lecho de la zanja de percolación 3.

La figura 5.03 presenta la curva característica de uno de los componentes utilizados para obtener el lecho final utilizado en la zanja de percolación 3. Según lo establecido en el Decreto N° 10854-MEIC la distribución de partículas del este componente se clasifica como arena, esto debido a que la curva granulométrica del material se encuentra dentro de los límites establecidos por el decreto del MEIC y se ajusta a lo que se establece como arena. El valor de D10 para la arena utilizada es de 0,045 mm y se puede encontrar en el cuadro 5.01 junto a la información concerniente a los coeficientes granulométricos de la arena.

Como se puede observar en el cuadro 5.01 el coeficiente de uniformidad de la arena utilizada es mayor a 4 por lo que se puede asociar este componente del lecho de la zanja de percolación 3 a un material poco uniforme y que posee una buena distribución de tamaños de partícula, la arena que se utilizó es el material menos uniforme de todos los materiales con los que se construyeron las diferentes zanjas debido a que su coeficiente de uniformidad es de 16,8. De igual manera a como sucedía con los materiales de los lechos de las zanjas de percolación 1 y 2, la relación que nos brinda el coeficiente de curvatura nos ayuda a señalar que la arena al poseer un coeficiente con un valor entre 1 y 3 posee cantidades apreciables de cada tamaño intermedio de las partículas que lo conforman.

Para el caso del biocarbón se elaboró una curva granulométrica siguiendo las mismas disposiciones aplicadas a los demás materiales. Debido a que el biocarbón no se encuentra dentro de la clasificación de agregados gruesos y finos normado por el Decreto N° 10854-MEIC, la gráfica de granulometría presentada en la figura 5.04 no posee límites que ayuden a categorizarla y se realiza principalmente para poder observar el comportamiento de los tamaños de partícula de este material y obtener el coeficiente granulométrico.

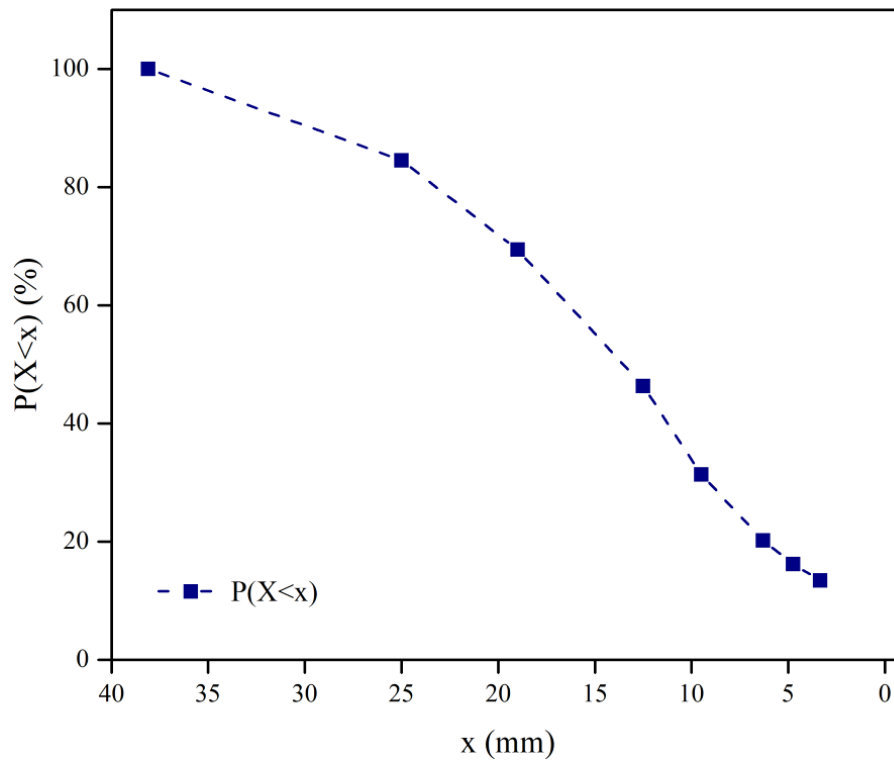


Figura 5.04. Curva granulométrica del biocarbón utilizado como un componente del lecho de la zanja de percolación 3.

Los valores de los coeficientes granulométricos y del D10 del biocarbón se presentan en el cuadro 5.01, en donde los análisis preliminares permiten destacar que el coeficiente de uniformidad del biocarbón es mayor a 4 por lo que se puede atribuir al biocarbón una buena graduación y que el material utilizado posee una buena distribución de tamaños de partícula. El coeficiente de curvatura obtenido para el biocarbón se posiciona entre los valores de 1 y 3 por lo que de igual manera se puede afirmar que el biocarbón utilizado posee cantidades apreciables de cada tamaño intermedio de las partículas que lo conforman.

Debido a que el lecho de la zanja de percolación 3 se encuentra compuesto de 2 materiales distintos, se recurrió a analizar y comparar la distribución de tamaños de partículas que poseían ambos materiales, esto mediante la derivada del modelo de RR donde se graficó la función de densidad de la arena y el biocarbón como se presenta en la figura 5.05.

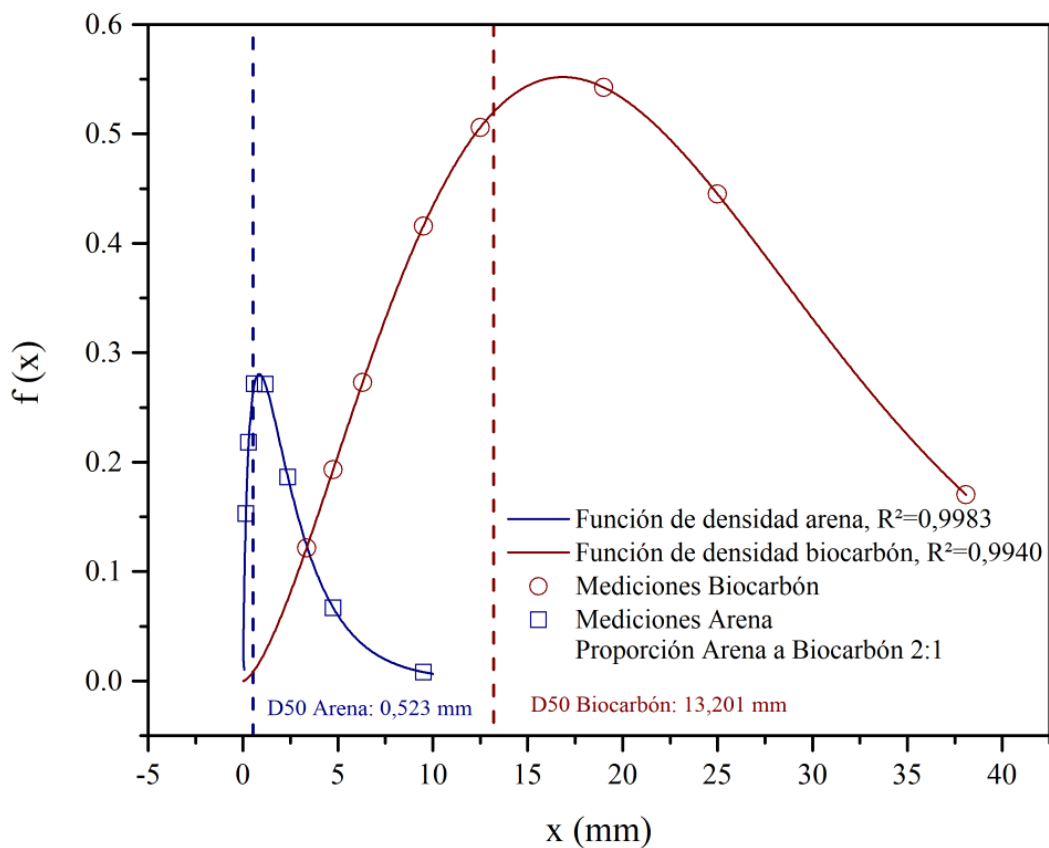


Figura 5.05. Ajuste de la función de densidad de la arena y el biocarbón para el modelo de Rosin-Rammler.

Como se puede observar, ambos materiales se ajustan de manera satisfactoria al modelo de RR para graficar la función de densidad de los materiales. Para ambos ajustes el coeficiente de correlación es de más de 0,99 siendo 1 un ajuste ideal, por lo que la predicción que se logra con estos modelos para observar puntos que no se midieron es confiable. Para la función de densidad de la arena la mediana (D50) se haya sumamente cerca de la parte más alta de la función de densidad por lo que se puede decir que el porcentaje mayor de partículas que pasan por debajo de cierto tamaño de tamiz se da muy cerca del D50.

Para el biocarbón se observa que el porcentaje más alto de partículas que pasan por debajo de cierto tamaño es mayor al D50, lo anterior debido a que el rango de diámetro de partículas del biocarbón es mucho mayor que para el caso de la arena. Otro aspecto importante para destacar son los coeficientes de permeabilidad de ambos materiales presentados en el cuadro 5.1, donde se observa que el coeficiente de permeabilidad del biocarbón es asociado a una conductividad hidráulica adecuada para el funcionamiento de este tipo de sistemas mientras que la arena con un coeficiente de permeabilidad de 0,00002 m/s es propenso a ocasionar problemas debido a la fácil saturación del lecho y a la baja conductividad hidráulica. La arena al ser el componente primario del lecho y con el coeficiente de permeabilidad presentado hace que la zanja de percolación 3 sea susceptible a presentar fenómenos de colmatación y fallos hidráulicos.

5.2. Caracterización del ensayo realizado en el campo de drenaje

Para la recolección de datos y los análisis realizados en el campo de drenaje, se inició la circulación del agua residual ordinaria a través de los tanques sépticos y las líneas de distribución de agua residual de cada una de las zanjas de percolación a partir de la tercera semana del mes de julio. El periodo de muestreo como ya se había definido previamente fue de un mes y se inició en la segunda semana de septiembre concluyendo en la primera semana de octubre. A lo anterior se debe de sumar una serie de datos adicionales para el control de la lixiviación de nitratos, nitritos y amonio que se tomaron en la segunda semana de octubre debido a la carencia de datos en el lisímetro de succión 1A.

La diferencia entre el inicio de la alimentación del campo de drenaje y del período de muestreo se debe a que se deseaba dar un periodo de al menos un mes para que el biomat se desarrollara en las zanjas de percolación y poder recolectar datos que representaran una condición más realista y similar a la encontrado en los campos de drenaje de los hogares costarricenses. Para lograr caracterizar el agua residual ordinaria con la que se alimentaba el campo de drenajes se analizó CE, DBO, NTK, OD, el pH, ORP, SST y turbiedad; de igual manera para determinar la remoción y el comportamiento de los iones del ciclo de nitrógeno presentes en el agua de suelo se evaluaron los parámetros de amonio, CE, OD, nitratos, nitritos, el pH y ORP.

Para alimentar el campo de drenaje, se utilizó un caudal total promedio de 59 mL/s durante el periodo de funcionamiento. El caudal se aforaba diariamente con un beaker de 50 mL en las salidas hacia cada una de las zanjas de percolación, con esto se controlaba el caudal y se obtenían los datos de este. En el cuadro 5.02 se muestra el caudal de alimentación de cada una de las zanjas de percolación, así como el total semanal que recibía el campo de drenaje.

Cuadro 5.02. Caudales de alimentación de agua residual.

Fecha	Caudal (mL/s)			Total
	Zanja de Percolación 1	Zanja de Percolación 2	Zanja de Percolación 3	
Del 02/09/2019 al 06/09/2019	(18 ± 3)	(17 ± 2)	(20 ± 5)	56
Del 09/09/2019 al 13/09/2019	(20 ± 3)	(20 ± 3)	(21 ± 6)	61
Del 16/09/2019 al 20/09/2019	(23 ± 4)	(25 ± 6)	(21 ± 6)	68
Del 23/09/2019 al 27/09/2019	(17 ± 3)	(18 ± 5)	(14 ± 6)	49

*Notar que para convertir los valores del caudal a m³/día multiplicar por un factor de 0,0864.

5.2.1. Caracterización del agua residual

5.2.1.1. Conductividad Eléctrica (CE)

La CE corresponde a un indicador indirecto de contaminación porque presenta una estrecha relación con el contenido de iones (*e.g.*, cationes y aniones), por lo tanto, es un parámetro bien establecido para determinar la calidad del agua (Thompson *et al.*, 2012). Valores altos de CE se asocian a descargas de aguas residuales ordinarias, debido a un aumento en la concentración de iones de cloruro, principalmente proveniente de la dieta humana, ya que cada persona consume un promedio de 6 g de cloruro por día (OMS, 2003). La CE sola no es un parámetro concluyente para determinar el nivel de contaminación presente pero acompañada de otros parámetros es útil para orientar el grado de contaminación presente y un posible origen de esta. En la figura 5.06 se presentan los valores de conductividad obtenidos para el afluente y el efluente de la unidad interceptora.

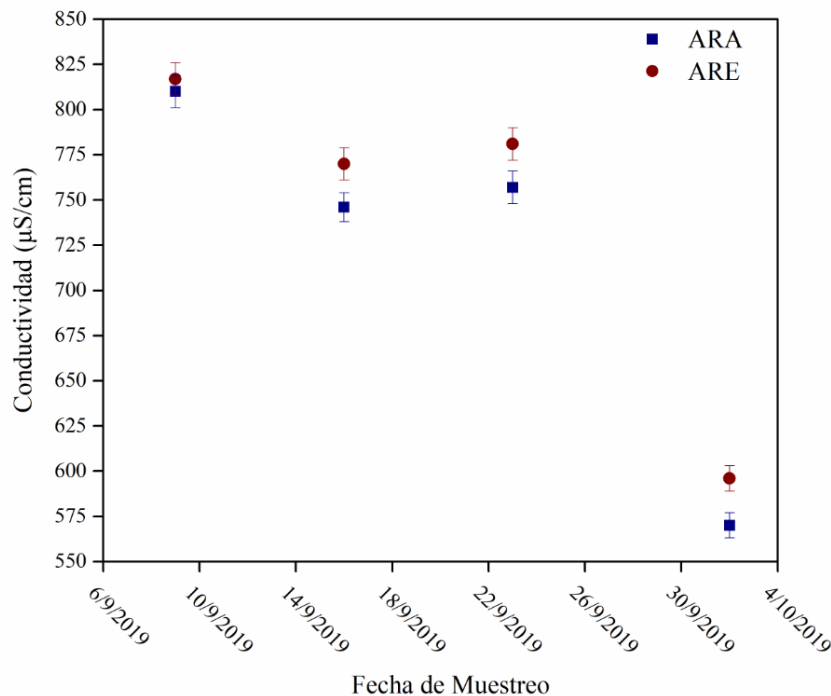


Figura 5.06. Valores de conductividad presentes en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

*Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%.

Los valores de la CE presente en el ARA y en el ARE se encontraban entre los 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para la cuarta semana de muestreo se observa en la figura 5.9 una disminución significativa en la CE presente tanto en ARA y el ARE, esta disminución se puede deber a un aumento en la presencia de compuestos orgánicos los cuales disminuyen la CE ya que estos elementos no se descomponen en iones (LCRA, 2014), la afirmación anterior se puede respaldar en la figura 5.07 en donde la concentración de DBO tuvo un aumento significativo para esa semana. En la figura 5.06 se observa que los valores de CE para el ARE son mayores, esto se puede atribuir al proceso de digestión anaerobia en donde se libera iones fosfato por la degradación de la materia orgánica y se aumenta la concentración de iones en el agua residual y por ende la CE (Aguado *et al.*, 2006).

5.2.1.2. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Uno de los parámetros utilizados como control de la calidad del agua residual es el DBO, este se define como la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para estabilizar la materia orgánica biodegradable a una temperatura y en un tiempo dado. Esta prueba es usada para determinar la resistencia a la contaminación de los desechos domésticos e industriales en términos del oxígeno que requieren para suministrar productos finales como CO_2 y H_2O (Srnivas, 2008). En la figura 5.07 se muestran los resultados de los controles semanales del parámetro DBO_5 realizados al ARA y al ARE que pasaba por los tanques sépticos. Cabe destacar que la calidad observada en el ARE es la calidad del agua residual con la que se alimentaba el campo de drenaje.

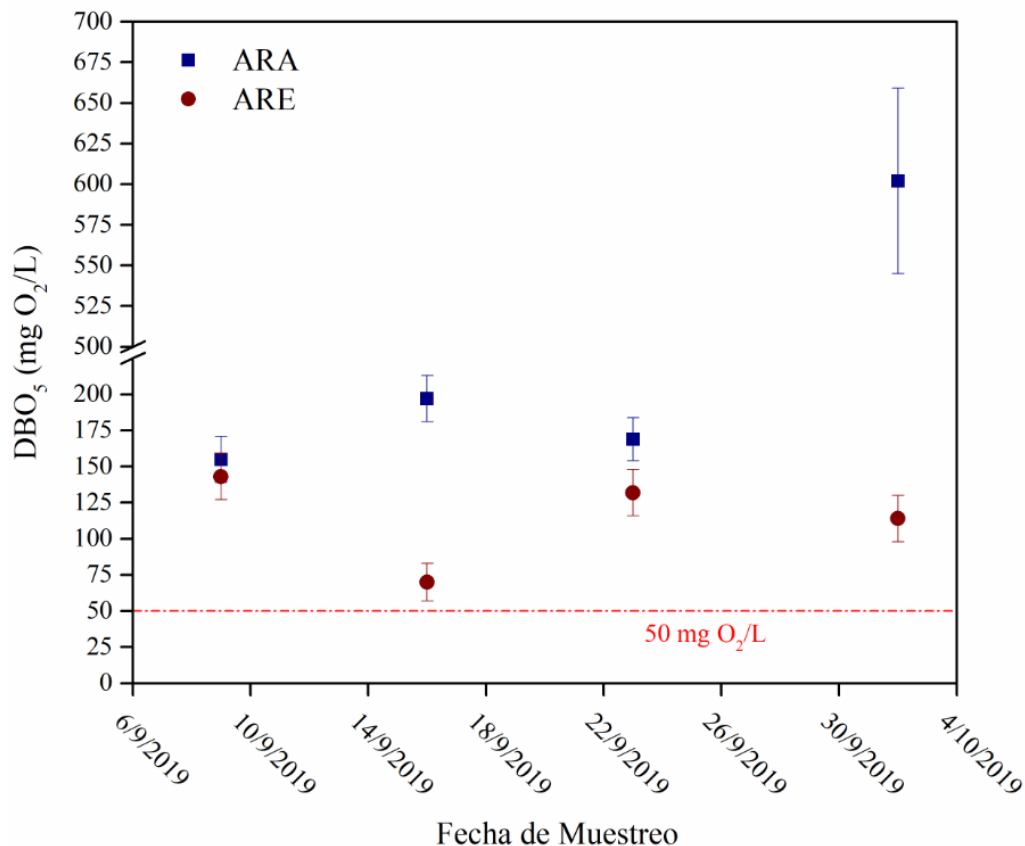


Figura 5.07. Concentración del DBO_5 en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

*La línea roja punteada representa el límite máximo de vertido para aguas residuales ordinarias tratadas por una solución *in situ* establecido en el reglamento para la Disposición al Subsuelo de Aguas Residuales Ordinarias Tratadas. Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%.

En la figura 5.07. se pueden observar las diferencias entre las concentraciones en la entrada y la salida de la unidad interceptora. Para el ARA las mediciones fluctuaron en las 4 semanas de muestreo y durante la cuarta semana se observó un aumento significativo en el valor de la mayoría de los parámetros que se midieron incluyendo el DBO_5 . El aumento del DBO y los distintos parámetros pueden deberse en parte a la hora en la que la muestra se tomó, lo anterior asociado a que el muestreo fue realizado durante la hora de almuerzo, en la que posiblemente se diera un pico de uso de los servicios sanitarios del residencial Iztarú lo cual termino

incidiendo en el aumento de los diversos parámetros analizados. Los valores de DBO para el ARA van desde un valor máximo de 602 mg O₂/L hasta un valor mínimo de 155 mg O₂/L, lo que podemos relacionar a una cantidad de materia orgánica fluctuante durante el muestreo.

Con respecto a los valores del DBO observados en el ARE se puede resaltar que con estos se puede apreciar que dentro de la unidad interceptora se da un nivel de tratamiento anaerobio en el que la actividad microbiana disminuye el DBO_{soluble} y el DBO_{particulado} presente en el agua residual. Debido al tratamiento que se presenta es que la concentración del DBO presente en el ARE es menor que la del ARA, esto se acopla a los resultados que esperaba observar en esta primera etapa del tratamiento primario. Los valores de DBO para el ARE van desde un valor máximo de 143 mg O₂/L hasta un valor mínimo de 70 mg O₂/L, en donde ninguno de los valores cumple con el criterio del límite de vertido máximo para aguas residuales ordinarias tratadas a drenar en el suelo donde el límite se observa en la figura 5.07 y se identifica que ninguno de los valores medidos para el ARE cumple con este criterio. En el cuadro 5.03 se presentan las eficiencias de remoción de DBO presentadas por la unidad interceptora para el periodo de muestreo del experimento.

Cuadro 5.03. Eficiencia de remoción del DBO para el periodo de muestreo.

Fecha de Muestreo	Eficiencia de Remoción del DBO (%)
9/9/2019	8
16/9/2019	64
23/9/2019	22
2/10/2019	81

Las eficiencias de remoción durante el periodo de muestreo variaron desde un valor mínimo de 7 % hasta una eficiencia de remoción de un 81 %. En promedio la remoción observada en el tratamiento primario es de un (44 ± 30) % la cual nos muestra una desviación estándar significativamente alta. Además, la eficiencia promedio de remoción de DBO de la unidad interceptora no supera el 50 %.

5.2.1.3. Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

Esta forma de nitrógeno se define por el método de prueba utilizado (*i.e.*, una digestión "Kjeldahl") que determina el nitrógeno en el estado trivalente. En general el NTK comprende el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$ / $\text{NH}_3\text{-N}$) y el nitrógeno orgánico en sus diversas formas (*e.g.*, proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación) (Saha, Sonon & Kissel, 2012). El nitrógeno total en suelos, plantas, aguas y cualquier otra matriz ambiental se compone esencialmente de TKN, nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$) y nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) por lo que usualmente a los niveles presentes de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ en muestras de aguas residuales que tienden a ser menores a 1 mg/L se considera que el TKN es equivalente al nitrógeno total (EPA, 2002a; Lowe *et al.*, 2009; Saha, Sonon & Kissel, 2012).

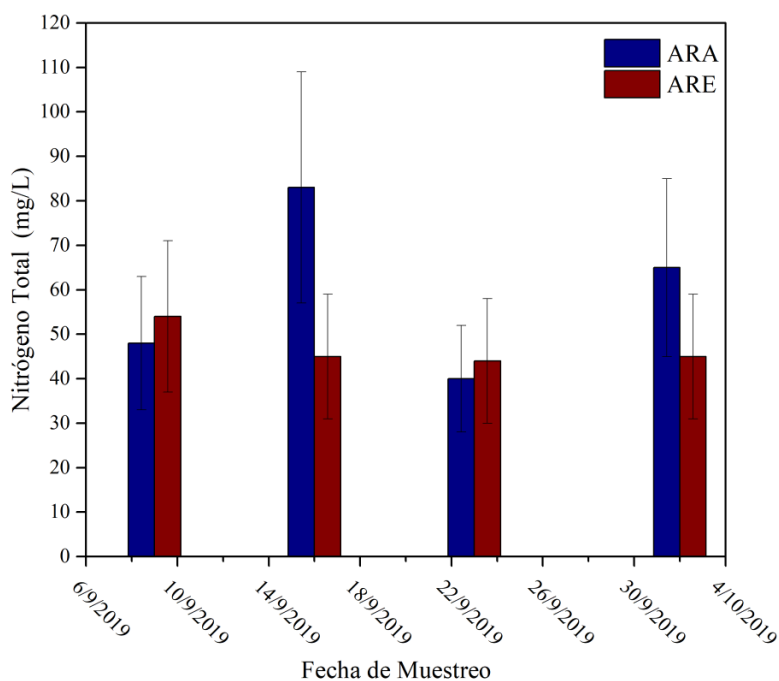


Figura 5.08. Concentraciones de nitrógeno total presentes en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

*Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%.

En la figura 5.08 se presentan las concentraciones de nitrógeno total observadas durante el periodo de muestreo. Los valores de nitrógeno total para el ARA se ubican dentro del rango típico de 20 a 85 mg/L (Henze & Comeau, 2008; Lowe *et al.*, 2009), siendo 40 mg/L el valor mínimo observado y 83 mg/L el máximo. De acuerdo con diversas investigaciones el ARE que sale del tratamiento parcial otorgado por sistemas como el tanque séptico y en este caso específico una unidad interceptora que suelen contener aproximadamente de 26 a 81 mg/L de nitrógeno total (Aley *et al.*, 2007; Lowe *et al.*, 2009; Robertson, 2012; Bradshaw & Radcliffe, 2013), las mediciones realizadas al ARE ubican a los valores de nitrógeno total entre el rango descrito anteriormente con un valor mínimo de 44 mg/L y un máximo de 54 mg/L.

En promedio el nitrógeno total observado en el ARA es de (59 ± 19) mg/L en comparación con el ARE que posee un valor promedio de (47 ± 2) mg/L. La remoción de nitrógeno total para el sistema es de un 20%, de acuerdo con la Water Environment Research Foundation (WERF, 2008) la eliminación de nitrógeno total en tanques sépticos es de un 5%. La remoción de

nitrógeno total principalmente se asocia a procesos de volatilización del nitrógeno amoniacal o / y la sedimentación de la materia orgánica no digerida en el fondo del tanque, que puede ser eliminada periódicamente por bombes sépticos.

5.2.1.4. Oxígeno Disuelto (OD)

El OD posee una influencia significativa en el comportamiento y la actividad de los microorganismos heterótrofos y autótrofos que ayudan a degradar la materia orgánica presente en el agua residual. Generalmente las aguas residuales que ingresan a los tanques sépticos poseen valores altos de DBO y por esto el oxígeno presente en ellas se consume rápidamente (Holenda *et al.*, 2008). En la figura 5.09 se observan los niveles presentes de OD en el afluente y el efluente del agua residual que ingresaba a la unidad interceptora, se puede ver que las concentraciones de OD en el afluente son mayores que las observadas en el efluente, esto se asocia a que la unidad interceptora es un sistema predominantemente anaerobio y la concentración de OD presente es agotada por los altos niveles de DBO.

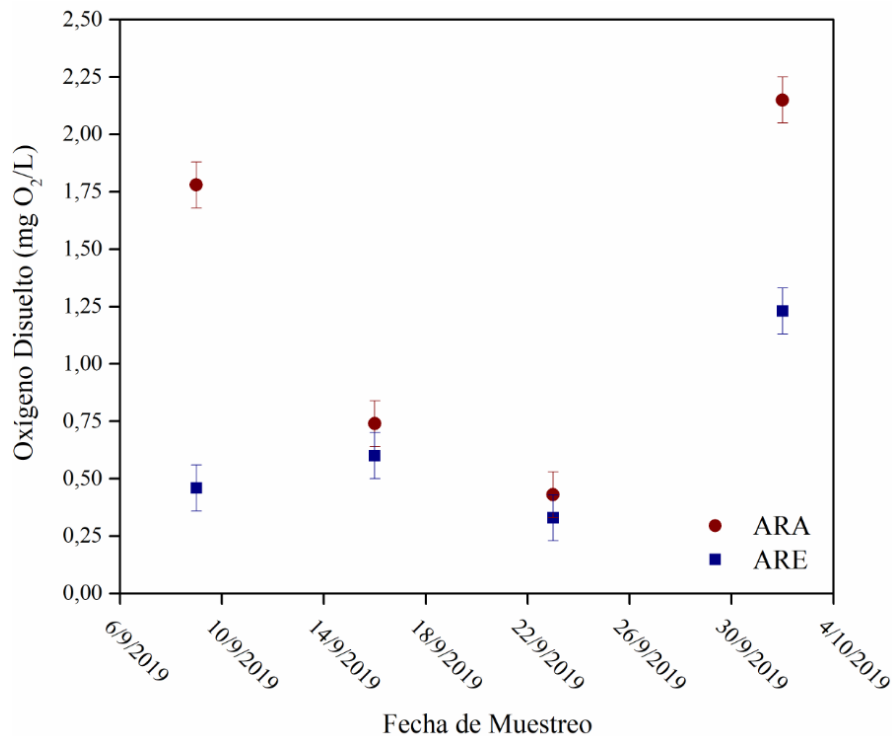


Figura 5.09. Concentración del OD en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora .

*Las barras de error mostradas corresponden a la incertidumbre asociada a la medición del equipo.

5.2.1.5. pH

El pH es una medida de la concentración de iones de hidrógeno en el agua, siendo un pH bajo señal de acidez, mientras que un pH alto indica alcalinidad (Malone & Dolter, 2008). El pH de las aguas residuales afecta tanto a los sistemas de tratamiento como al medio ambiente, el rango normal de pH entre el que se encuentran las aguas residuales ordinarias es de 6,5 a 8,0 (Hunter & Heukelekian, 1965; Canter & Knox, 1985). En la figura 5.10 se presentan las tendencias en los valores de pH encontradas en el agua residual analizada.

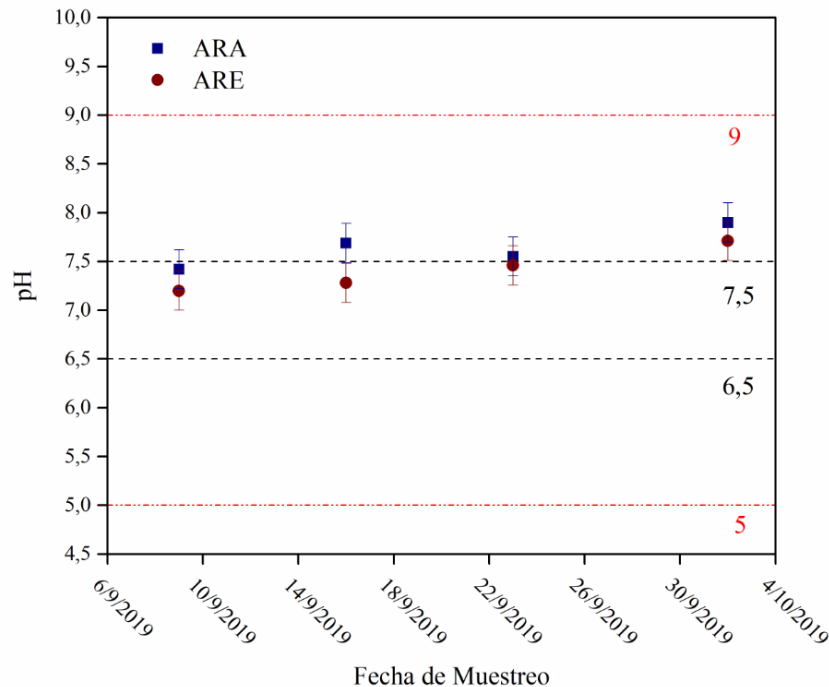


Figura 5.10. Valores de pH en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

* Las líneas rojas punteadas representan los límites máximos de vertido para aguas residuales ordinarias tratadas por una solución *in situ* establecido en el reglamento para la Disposición al Subsuelo de Aguas Residuales Ordinarias Tratadas. Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%. Las líneas negras punteadas representan los valores óptimos de crecimiento bacteriano. Las barras de error mostradas corresponden a la incertidumbre asociada a la medición del equipo.

El pH óptimo para el crecimiento de bacterias se encuentra entre 6,5 y 7,5 (Bitton, 2005; Mohan *et al.*, 2008), que se encuentra cerca del rango de los valores obtenidos para el agua residual con la que se alimentaba al campo de drenaje. Los valores reportados para el ARE generalmente se ubicaban dentro del rango propuesto en la literatura, siendo la cuarta semana de muestreo para la cual no se cumplía esta afirmación. En el caso del ARA los valores medidos usualmente se encontraban por encima de este rango, aunque los valores de pH excedían este rango en no más de 0,4 por lo que el efecto en la actividad microbiana no iba a ser significativo. En cuanto a los límites establecidos en el reglamento el agua residual examinada cumplía de manera satisfactoria con los mismos. De igual manera se observa que el agua residual utilizada se ubica entre el rango normal encontrado en la literatura de 6,5 a 8,0.

5.2.1.6. Potencial de Oxidación-Reducción (ORP):

El potencial de oxidación-reducción es la fuerza electromotriz desarrollada cuando los oxidantes o reductores están presentes en una disolución acuosa. En comparación con la información aportada por el OD, que solo puede mostrar concentraciones de oxígeno disuelto en los distintos sistemas, la medición del ORP se encuentra más relacionado con la dinámica de los procesos que ocurren en los tratamientos efectuados al agua residual, ya que muchas sustancias biológicas, como enzimas, vitaminas y la mayoría de los procesos metabólicos se correlacionan fuertemente con los valores de ORP (Kishida *et al.*, 2003). Los valores medidos de ORP (para un electrodo de Ag/AgCl) se ajustaron para obtener los valores estándar de voltaje del hidrógeno (potencial electroquímico del hidrogeno o E_h) sumando 0,199 V al valor de

referencia del ORP (Li & Bishop, 2002).

Por sí solos los valores de ORP nos otorgan información valiosa, pero al graficar estos resultados junto a las mediciones de pH obtenidas para cada uno de los puntos se pueden obtener una serie de figuras sumamente útiles que muestra las áreas de estabilidad termodinámica de diferentes especies en una solución acuosa. Las áreas de estabilidad se presentan en función de las escalas de pH y el potencial electroquímico (E_h), este tipo de diagramas son conocidos como diagramas de Pourbaix o diagramas de E_h -pH. En la figura 5.11 se muestra el diagrama de Pourbaix para el ARE.

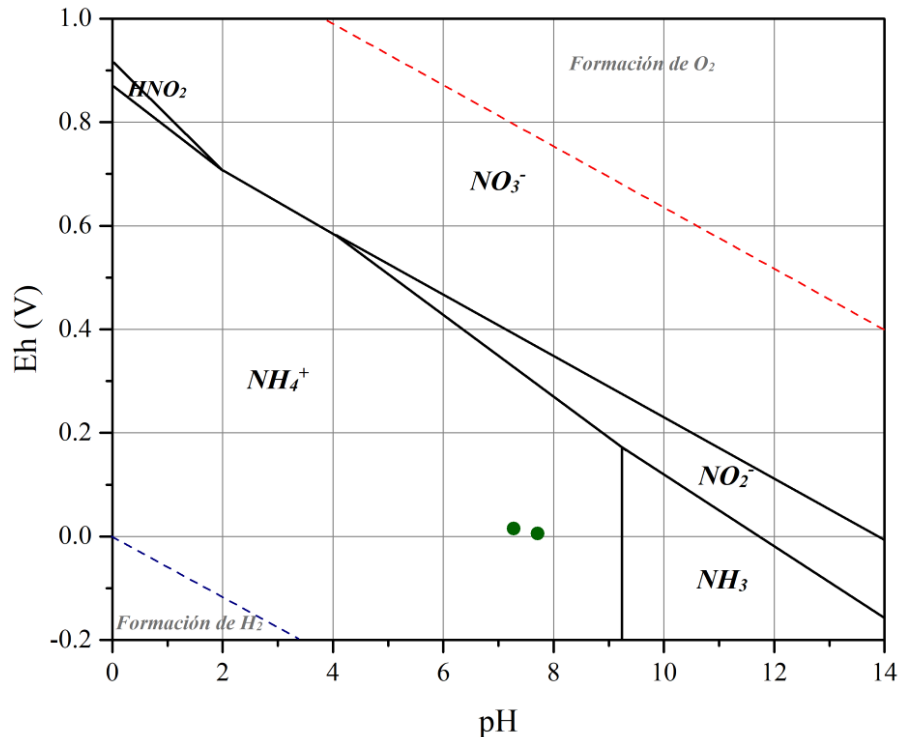


Figura 5.11. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua residual efluente (ARE). Este representa las diversas formas del nitrógeno en disolución en función del E_h (en V) y el pH.

*La línea roja punteada representa el límite de formación teórico de O_2 . La línea azul punteada representa el límite de formación teórico de H_2 . Los límites de los iones predominantes se encuentran establecidos por las líneas continuas negras. Los puntos verdes representan las mediciones realizadas. El diagrama se encuentra elaborado para condiciones estándar de 25 °C y se elaboró de acuerdo con los datos e información obtenida del módulo de diagramas de E_h -pH del programa HSC Chemistry (6) (Haug, Antilla & Roine, 2006).

De acuerdo con lo observado en la figura, las condiciones presentes en el ARE para la formación de especies acuosas se encuentran favorecidas para que se dé la formación del ion amonio. Lo anterior se encuentra en concordancia con lo que se cita en distintas fuentes bibliográficas debido a las condiciones anaerobias presentes en este tipo de sistemas y al poco tiempo de residencia del agua residual que llega a la unidad interceptora. Las afirmaciones anteriores se ven respaldadas por la composición del ARE que sale de la unidad interceptora y está compuesta típicamente en un 70-90 % por ion amonio y en un 30-10 % de nitrógeno orgánico (Gross, 2005; Heatwole & McCray, 2007; De & Toor, 2017).

5.2.1.7. Sólidos suspendidos totales (SST)

El agua residual con la que se alimentó el campo de drenaje poseía una variedad de impurezas sólidas, estas impurezas son conocidas como sólidos en suspensión, el parámetro de SST corresponde a la porción de sólidos en suspensión en donde se clasifica como SST a las partículas lo suficientemente grandes como para no pasar a través de un filtro con un tamaño de poro nominal de 2,0 μm (Spellman & Drinan, 2003; Baird, Eaton & Clesceri, 2017). En la figura 5.12 se pueden observar los resultados de los controles semanales realizados al agua residual para el parámetro SST.

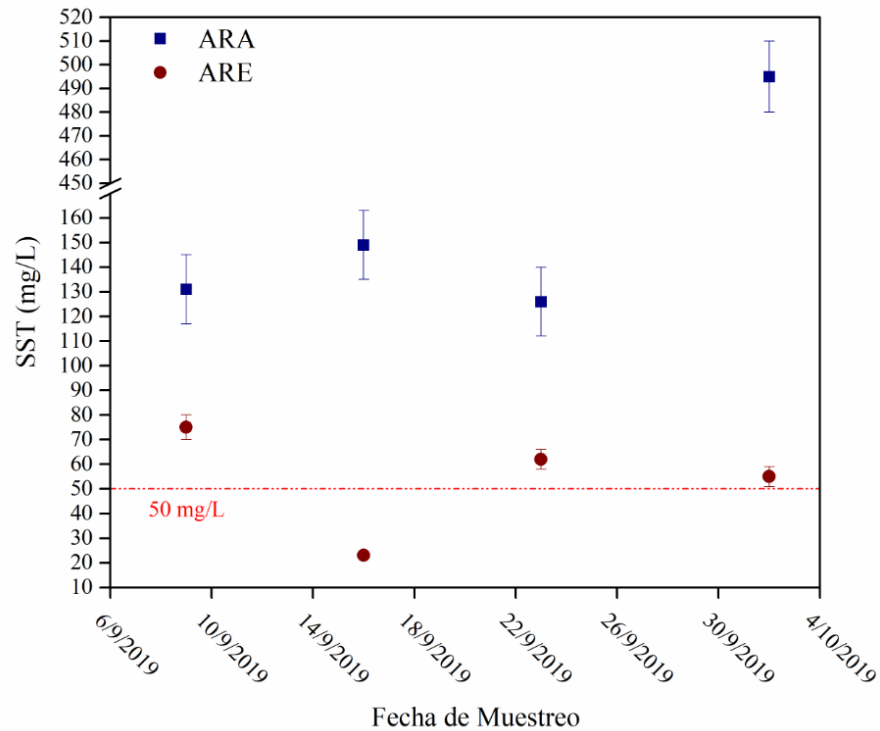


Figura 5.12. Concentración de los SST en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

* La línea roja punteada representa el límite máximo de vertido para aguas residuales ordinarias tratadas por una solución *in situ* establecido en el reglamento para la Disposición al Subsuelo de Aguas Residuales Ordinarias Tratadas. Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%.

En la figura 5.12 se observa que de manera semejante al parámetro de DBO las mediciones de los SST se comportaron de manera fluctuante durante todo el periodo de muestreo, además, se puede observar que durante la cuarta semana de muestreo se dio un aumento significativo de los SST en el afluyente. En general las concentraciones de SST descargadas al campo de drenaje no cumplen con lo establecido en reglamento, como se observa en la figura 5.12 solamente en la segunda semana de muestreo la unidad interceptora cumple con lo estipulado y para las demás semanas se observa que la descarga de SST es mayor que lo estipulado en la legislación. Esta concentración superior a lo establecido puede contribuir a una aceleración en la formación del biomat de las zanjas de percolación lo cual asociado al suelo de la zona puede causar una disminución en la conductividad hidráulica y generar fallas en el sistema a largo plazo.

Cuadro 5.06. Eficiencia de remoción de SST para el periodo de muestreo.

Fecha de Muestreo	Eficiencia de Remoción del SST (%)
9/9/2019	43
16/9/2019	85
23/9/2019	51
2/10/2019	89

En el caso de los SST las eficiencias de remoción variaron desde un 43 % hasta una eficiencia de remoción de un 89 %. En promedio la remoción observada en el tratamiento primario es de un (67 ± 23) %. Además, la eficiencia promedio de remoción de SST de la unidad interceptora no es mayor de un 50 %, por lo que podríamos recalcar que el sistema está funcionando para sedimentar gran parte de la carga de contaminantes que el agua residual trae, la disminución de los SST está directamente relacionada con la disminución del $DBO_{\text{particulado}}$ gracias a que gran parte de este DBO está asociado con las partículas que sedimentan en la unidad interceptora.

5.2.1.8. Temperatura

La temperatura de las aguas residuales suele ser similar a la temperatura ambiental y generalmente presentan variaciones debido a distintas condiciones como el caudal, la profundidad y el clima de la zona. La temperatura es importante debido a que afecta las tasas de reacciones químicas, incluido el metabolismo de los microorganismos por lo que temperaturas más altas favorecen una descomposición más rápida de la materia orgánica (Patterson, 2003).

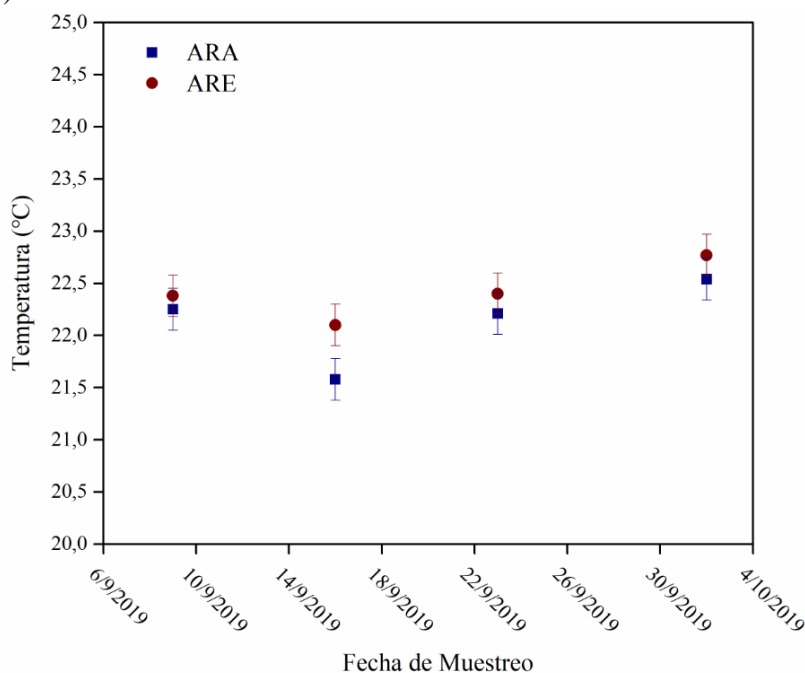


Figura 5.13. Temperaturas presentadas en el agua residual afluyente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

*Las barras de error mostradas corresponden a la incertidumbre asociada a la medición del equipo.

Las temperaturas del afluente y el efluente se ubicaron en un rango entre los 21 °C y los 23 °C. En la figura 5.13 se observan estas variaciones en las temperaturas del agua residual en donde se puede señalar que la temperatura del efluente siempre era levemente mayor que la observada en el afluente. De igual manera el rango de temperatura observado es mayor a 20 °C por lo que la temperatura era adecuada para que la digestión anaerobia y la actividad microbiana se dieran con normalidad.

5.2.1.9. Turbiedad

La turbiedad es una propiedad óptica que describe que tan clara o turbia es una muestra de agua. Está causada por la presencia de partículas suspendidas de distintos tamaños, que van desde partículas coloidales muy pequeñas hasta flóculos grandes, que dispersan y absorben la radiación electromagnética en los rangos infrarrojo y visible, estas partículas pueden ser de origen mineral y orgánico en aguas superficiales, sin embargo, en efluentes de aguas residuales la materia orgánica suspendida generalmente es la que se observa de manera más común. Una muestra de agua con una turbiedad alta impacta en los ecosistemas acuáticos al dispersar la luz solar y reducir la concentración de oxígeno, además, también puede llegar a afectar la fotosíntesis, así como la respiración y reproducción de peces (Mandal, 2014; Mucha & Kułakowski, 2016). Por las consecuencias que tiene la turbiedad en las muestras de agua es que esta se considera una medida de la calidad en donde entre más turbia es el agua, menor es su calidad.

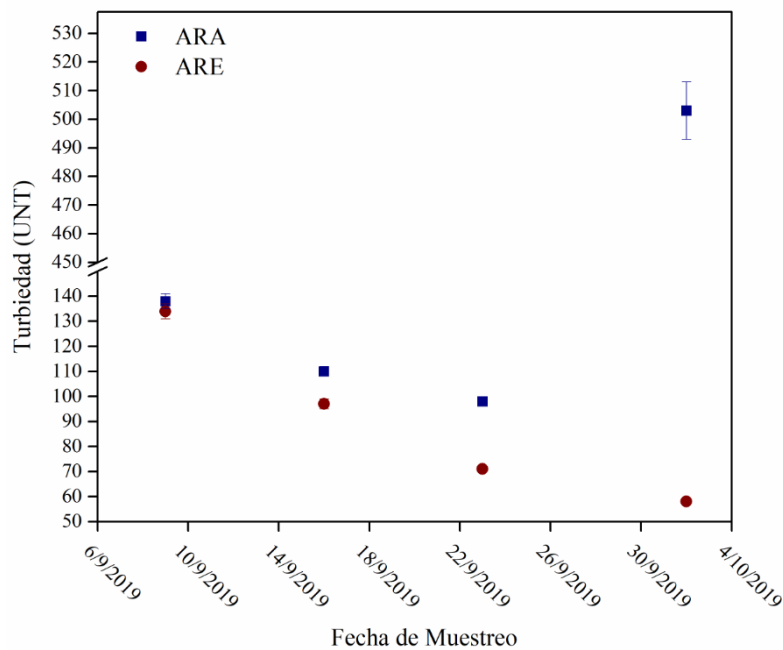


Figura 5.14. Turbiedades registradas en el agua residual afluente (ARA) y en el agua residual efluente (ARE) de la unidad interceptora.

*Las barras de error mostradas corresponden a la incertidumbre asociada a la medición del equipo.

En la figura 5.14 se presentan los resultados de turbiedad tanto para el ARA como para el ARE durante el periodo de muestreo. Se puede observar que las muestras de agua residual presentan una turbiedad menor luego de pasar por la unidad interceptora, esto asociado a la disminución en los sólidos suspendidos durante el tratamiento. La turbiedad presente en el ARE durante el periodo de muestreo tiene un valor máximo de 134 UNT y un valor mínimo de 58 UNT, que,

aunque presentan una disminución con respecto al ARA sigue conteniendo una cantidad de sólidos suspendidos y materia orgánica significativa que pueden llegar a influir en el desempeño del campo de drenaje.

5.2.2. Caracterización del agua de suelo

El agua del suelo corresponde a las muestras de lixiviado de las zanjas de percolación y por ende al efluente de los lechos de percolación por lo que representa la calidad y las características específicas de lo que se infiltra en el subsuelo producto del tren de tratamiento *in situ* (unidad interceptora y campo de drenaje).

5.2.2.1. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica en el agua de suelo se encuentra influenciada por una combinación de factores entre los que se pueden mencionar las sales solubles presentes, el contenido de arcilla y de otros minerales, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el contenido de materia orgánica y la temperatura del suelo (Rhoades *et al.*, 1976; Sheets & Hendrickx, 1995). De acuerdo con la figura 5.15 se observan valores altos de conductividad eléctrica en los 3 drenajes, estas mediciones retratan de manera efectiva tanto la naturaleza como la causa principal de la variabilidad de conductividad eléctrica en el campo de drenaje (es decir, la salinidad relativa). Lo anterior se asocia a la presencia de nutrientes y sales que lixivian y se infiltran en el suelo debajo de las zanjas de percolación.

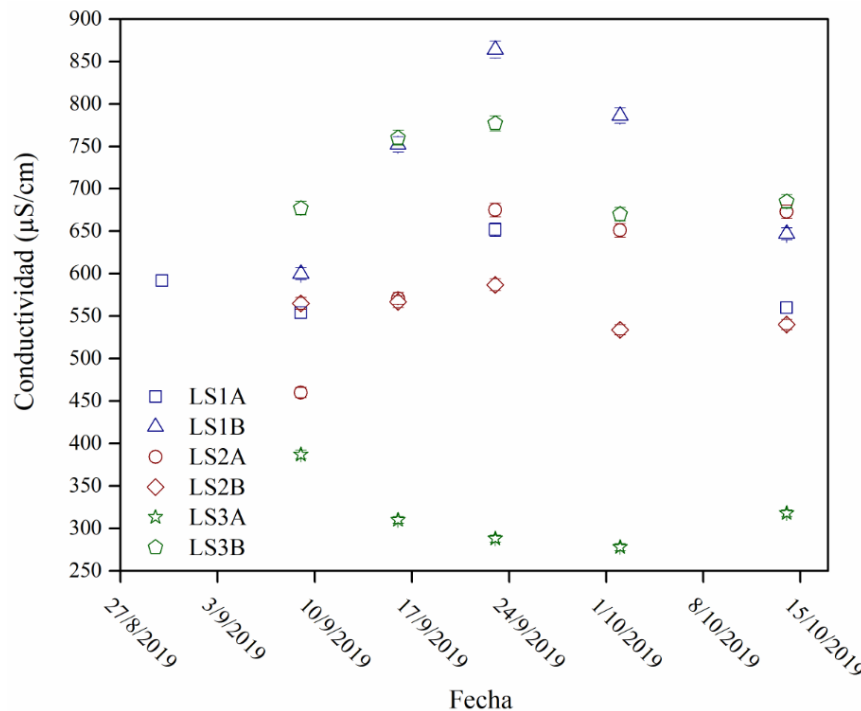


Figura 5.15. Valores de conductividad presentes en los lisímetros de succión de las 3 zanjas de percolación.

*Las abreviaciones LS1A y LS1B corresponde a los lisímetros de succión ubicados en el punto de muestreo a y b de la zanja de percolación 1; las abreviaciones LS2A y LS2B corresponde a los lisímetros de succión ubicados en el punto de muestreo a y b de la zanja de percolación 2; las abreviaciones LS3A y LS3B corresponde a los lisímetros de succión ubicados en el punto de muestreo a y b de la zanja de percolación 3. Las barras de error mostradas corresponden a una incertidumbre expandida con un factor de cobertura de un 95%.

La zanja de percolación que presenta mayores valores de conductividad eléctrica en sus 2 puntos de muestreo es la zanja de percolación 1, en donde esta es la zanja que presenta una granulometría de mayor diámetro de partícula, de igual manera la zanja de percolación 3 con la granulometría de menor diámetro de partícula es la que presenta valores de conductividad menores en el primer punto de muestreo. De manera preliminar se puede atribuir este comportamiento a que los sistemas de menores granulometrías retienen las sales y la materia orgánica y disminuyen la conductividad eléctrica presente en agua de suelo muestreada. La variación de conductividad en el lisímetro de succión LS3B se puede deber a los factores mencionados en el párrafo anterior y que explicarían este comportamiento distintivo con respecto a lo observado en los demás resultados.

5.2.2.2. Diagramas de Pourbaix

Como se menciona en la sección 5.3.1.6 el potencial de oxidación-reducción junto al pH nos permite obtener información sumamente valiosa para definir cuál es el potencial de formación de los distintos iones del ciclo del nitrógeno y con esto poder determinar el impacto de estas en los sistemas sépticos, en el suelo y en el agua subterránea.

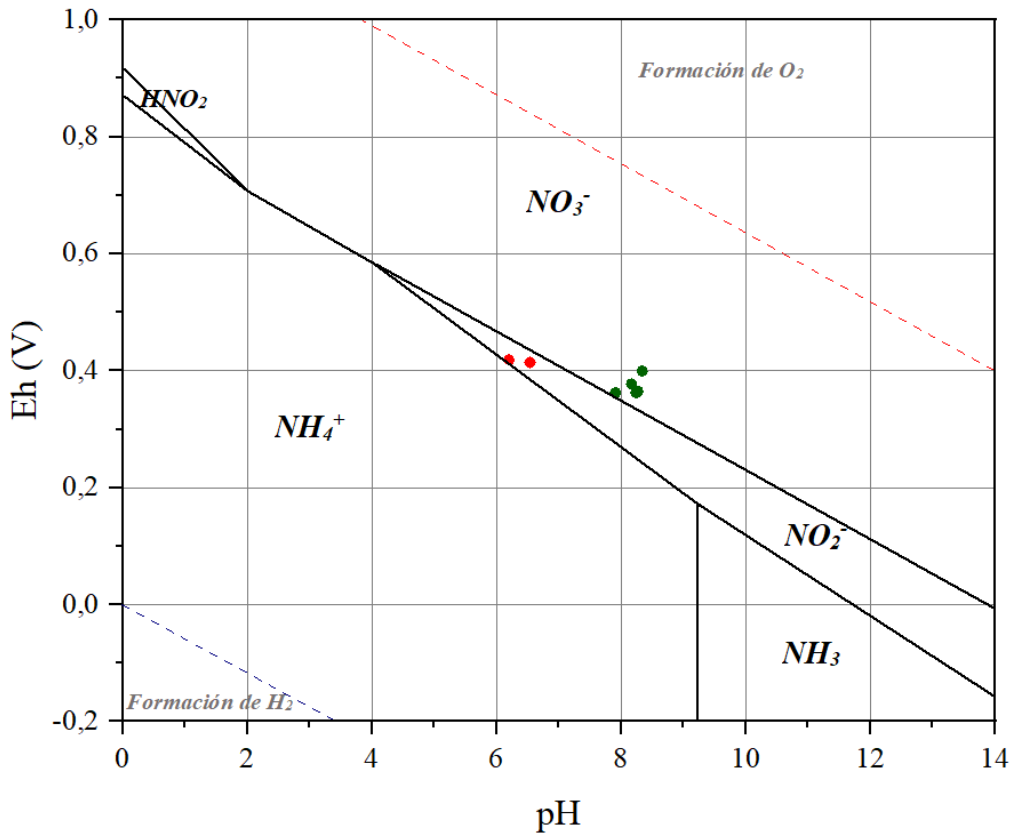


Figura 5.16. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 1.

*La línea roja punteada representa el límite de formación teórico de O₂. La línea azul punteada representa el límite de formación teórico de H₂. Los límites de los iones predominantes se encuentran establecidos por las líneas continuas negras. Los puntos rojos representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS1A) y los puntos verdes representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS1B). El diagrama se encuentra elaborado para condiciones estándar de 25 °C y se elaboró de acuerdo con los datos e información obtenida del módulo de diagramas de E_h-pH del programa HSC Chemistry (6) (Haug, Antilla & Roine, 2006).

Como se indica en el diagrama de la figura 5.16, el nitrito es la especie de nitrógeno predominante en el agua de suelo muestreada en el LS1A y el nitrato es la especie predominante en el LS1B.

Para los diagramas de potencial-pH del nitrógeno se observa que a medida que disminuye el E_h del agua, el amonio y el amoniaco se convierte en la forma dominante, mientras que a E_h más altos el nitrato en el agua es la forma más estable. Este análisis del equilibrio del sistema de nitrógeno-agua para las condiciones presentadas durante el muestreo muestra que bajo la química del agua encontrada bajo la zanja de percolación 1 las formas predominantes de nitrógeno son el nitrato y el nitrito.

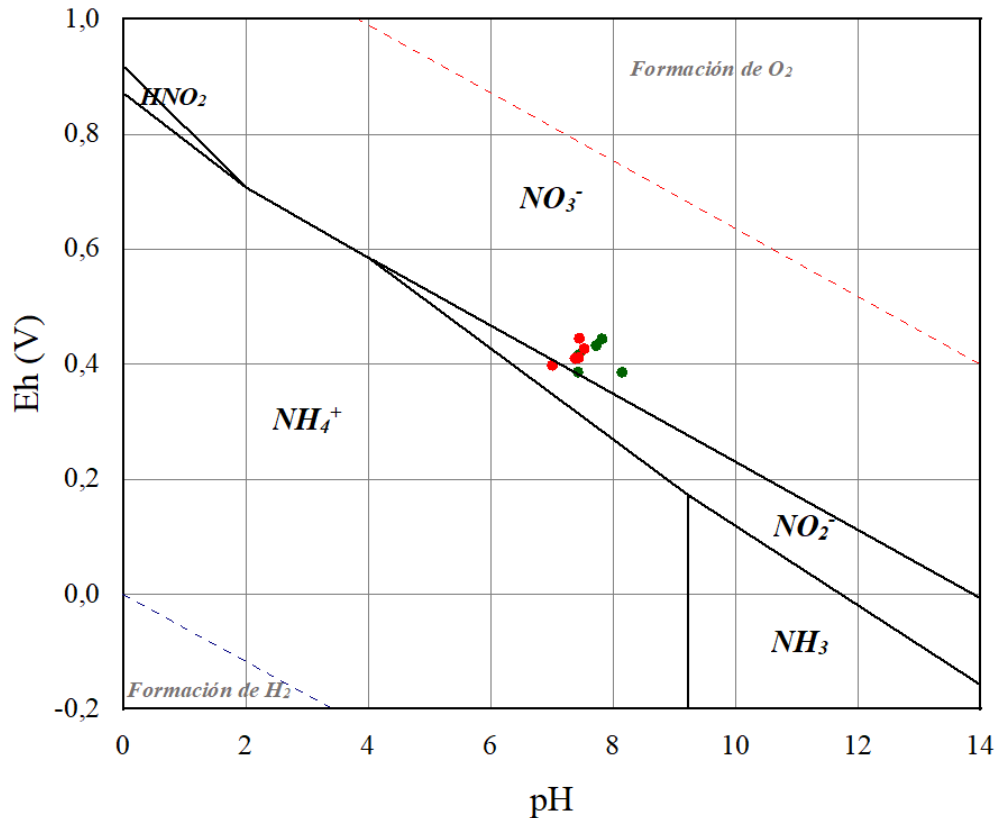


Figura 5.17. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 2.

*La línea roja punteada representa el límite de formación teórica de O_2 . La línea azul punteada representa el límite de formación teórica de H_2 . Los límites de los iones predominantes se encuentran establecidos por las líneas continuas negras. Los puntos rojos representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS2A) y los puntos verdes representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS2B). El diagrama se encuentra elaborado para condiciones estándar de 25 °C y se elaboró de acuerdo con los datos e información obtenida del módulo de diagramas de E_h -pH del programa HSC Chemistry (6) (Haug, Antilla & Roine, 2006).

En la figura 5.17 se puede observar que tanto para el LS2A y el LS2B el ion predominante en el agua de suelo es el ion nitrato. Además, los puntos en el diagrama muestran que existe una tendencia a que se presenten condiciones apropiadas para la formación de nitrito en el lixiviado bajo la zanja de percolación 2 pero en su gran mayoría el equilibrio se ve favorecido para que se dé la formación de nitrato.

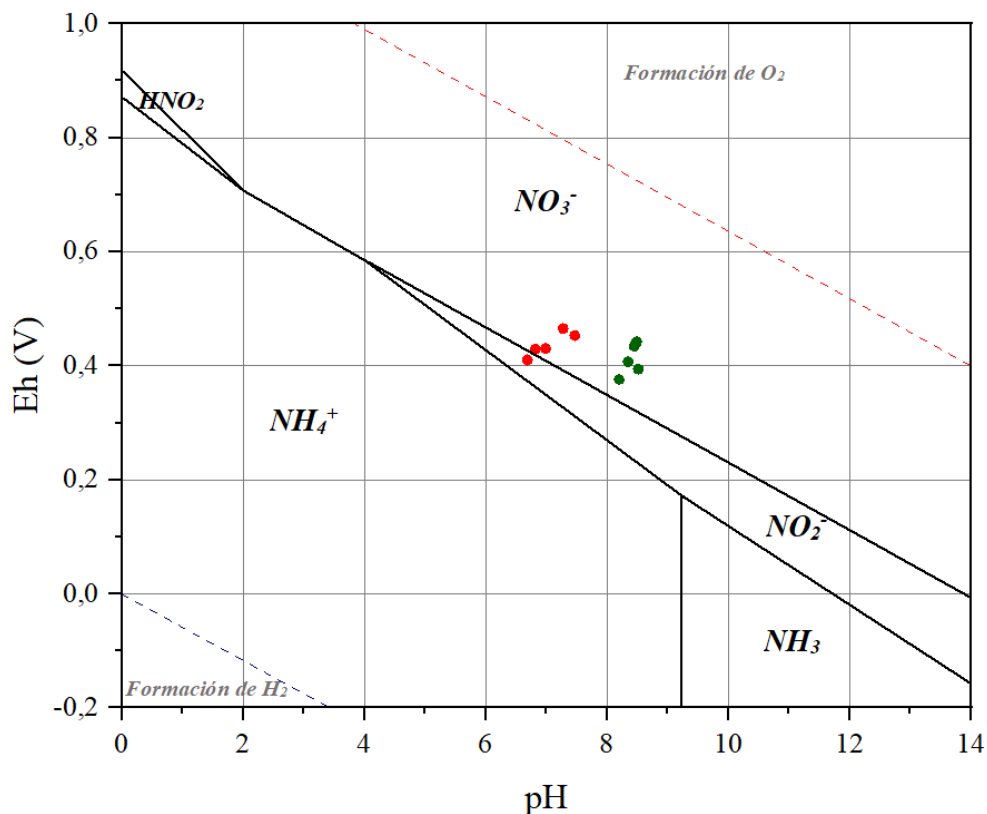


Figura 5.18. Diagrama de Pourbaix del nitrógeno para el agua de suelo obtenida de los lisímetros de succión de la zanja de percolación 3.

*La línea roja punteada representa el límite de formación teórico de O_2 . La línea azul punteada representa el límite de formación teórico de H_2 . Los límites de los iones predominantes se encuentran establecidos por las líneas continuas negras. Los puntos rojos representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS2A) y los puntos verdes representan las mediciones obtenidas para el lisímetro de succión (LS2B). El diagrama se encuentra elaborado para condiciones estándar de 25 °C y se elaboró de acuerdo con los datos e información obtenida del módulo de diagramas de Eh-pH del programa HSC Chemistry (6) (Haug, Antilla & Roine, 2006).

Del diagrama mostrado arriba se puede observar que en el caso de la zanja de percolación 3 se observan condiciones apropiadas de potencial electroquímico y de pH para que se dé la formación de nitrato en el lixiviado. Tanto en el LS3A y el LS3B se pueden observar condiciones idóneas para la formación de ion nitrato, además se tiene evidencia de que existen en menor medida, condiciones apropiadas para la formación de nitrito en estado acuoso bajo la zanja de percolación 3.

Bajo condiciones normales y de acuerdo con lo observado en las figuras anteriores, se puede denotar que el potencial de formación de nitrato y nitrito en los sistemas de tratamiento evaluados son altas por lo que para evitar la presencia de estas especies en el lixiviado y de tal manera evitar la eventual contaminación del agua subterránea y su subsecuente efecto en la salud humana se deben proponer alternativas y métodos que cambien las condiciones que se favorecieron con la propuesta actual de funcionamiento de campo de drenaje.

5.2.2.3. Iones del ciclo de nitrógeno presentes en el lixiviado

Con la finalidad de determinar la presencia y el impacto de los distintos iones del ciclo del nitrógeno en el lixiviado del campo de drenaje se realizaron mediciones de 3 iones distintos.

A continuación, se desglosan los resultados y el análisis de cada uno de los iones evaluados:

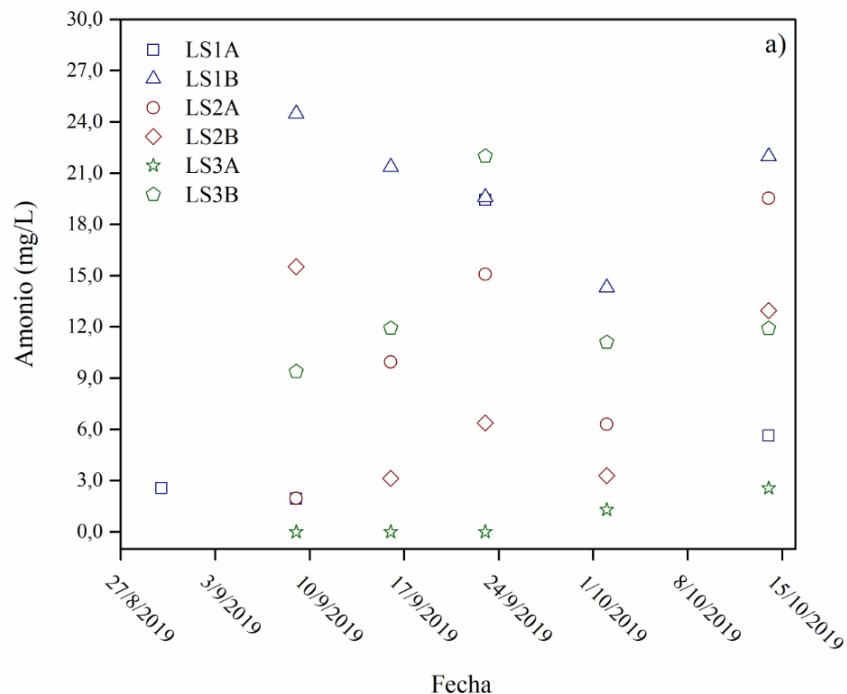
Amonio:

En la figura 5.19 se observa que las concentraciones de amonio en el campo de drenaje en donde las concentraciones se mueven en un rango de 0 mg/L hasta los 24,5 mg/L. En la figura 5.19 a) se puede ver que las 3 zanjas de percolación presentan concentraciones de amonio similares.

La zanja de percolación 1 presenta concentraciones que van desde 1,96 mg/L de amonio hasta 24,5 mg/L, la zanja de percolación 2 posee concentraciones de 1,97 mg/L hasta los 19,54 mg/L de amonio y para el caso de la zanja de percolación 3 se observan concentraciones de amonio que van desde los 0 mg/L hasta 11,92 mg/L.

Las 3 zanjas de percolación poseen concentraciones de amonio significativamente diferentes, esto se respalda con el valor de p que se observa en la figura 5.19 b) obtenido para el ANOVA de un factor realizado en donde el p es menor a 0,05 por lo que se concluye que existe diferencia significativa entre una o más de las varianzas de las concentraciones de los puntos de muestreo.

Cabe destacar que esta diferencia en las concentraciones se debe al punto de muestreo LS1B y al punto de muestreo LS3A, que al no compartir letras sus varianzas son significativamente diferentes y esto se observa en que ambos son puntos que presentan valores extremos de concentración en donde en el punto LS1B se encuentra la mayor concentración de amonio y en el punto LS3A se encuentran los valores de concentración de amonio menores.



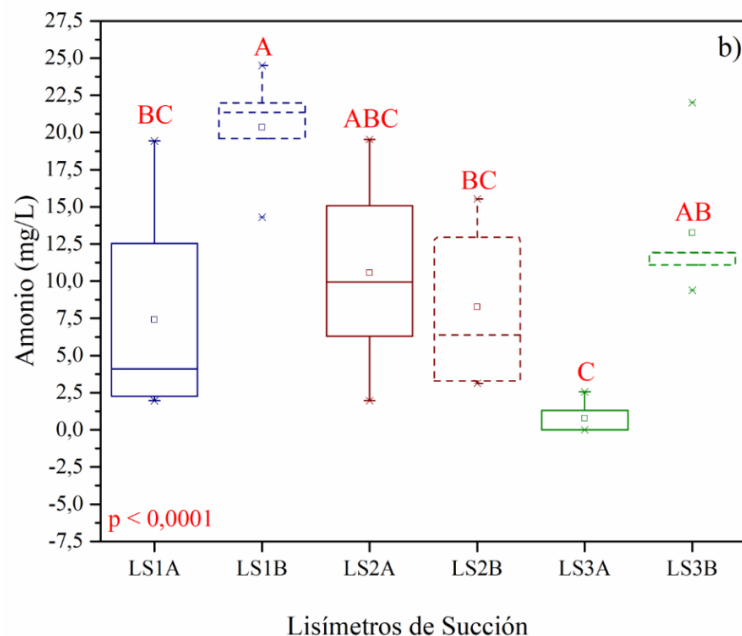


Figura 5.19. a) Cambios en la concentración de amonio durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de amonio presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo.

*La nomenclatura LS1A y LS1B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 1; así mismo la nomenclatura LS2A y LS2B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 2; y la nomenclatura LS3A y LS3B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 3. Para b) las cajas de bigotes indican la mediana, la media (cuadrado) y los valores de los percentiles 25 y 75 con bigotes que se extienden hasta los percentiles 5 y 95 de los puntos de datos originales. Además, para b) se resalta que las medias de concentraciones de amonio que no comparten una letra son significativamente diferentes y que el valor de p mostrado corresponde al valor obtenido para el ANOVA realizado.

En la figura 5.19 b) se observa que la concentración de amonio para la zanja de percolación 3 en el primer punto de muestreo es menor a 2,56 mg/L o no detectable. Una de las causas asociables a estos valores de concentración de amonio en el agua de suelo es que el biomat presente en el fondo de las zanjas de percolación adsorbe parte del amonio presente en el agua residual debido a que la materia orgánica presenta valores altos de CIC.

Luego de pasar por el biomat y entrar en el suelo bajo las zanjas de percolación, el amonio sufre procesos de nitrificación (lo cual se puede observar en las figuras 5.20 y 5.21) donde las condiciones aeróbicas y los microorganismos nitrificantes están presentes en la matriz del suelo y reducen el amonio presente en el agua residual a nitrito y posteriormente a nitrato (McCray *et al.*, 2008; Bradshaw & Radcliffe 2011).

Nitrato:

La figura 5.20 muestra las concentraciones de nitrato en el lixiviado de los campos de drenaje. Las concentraciones de nitrato para el campo de drenaje se encuentran entre valores menores a 0,1 mg/L hasta los 394 mg/L.

Para la zanja de percolación 1 en donde se presentan las mayores concentraciones estas van

desde los 67 mg/L a 394 mg/L en el punto de muestreo A y de menos de 0,1 mg/l hasta los 3 mg/L en el punto de muestreo B. La zanja de percolación 2 presenta concentraciones en un rango de menos de 0,1 mg/L hasta 7,2 mg/L en los puntos de muestreos A y B.

La zanja de percolación 3 al igual que la zanja de percolación 1 muestra un comportamiento diferenciado en los puntos A y B de muestreo en donde la concentración en el punto A varía entre los 9 mg/L y 107 mg/L y el punto B presenta solo concentraciones menores a 0,1 mg/L durante todo el periodo de muestreo.

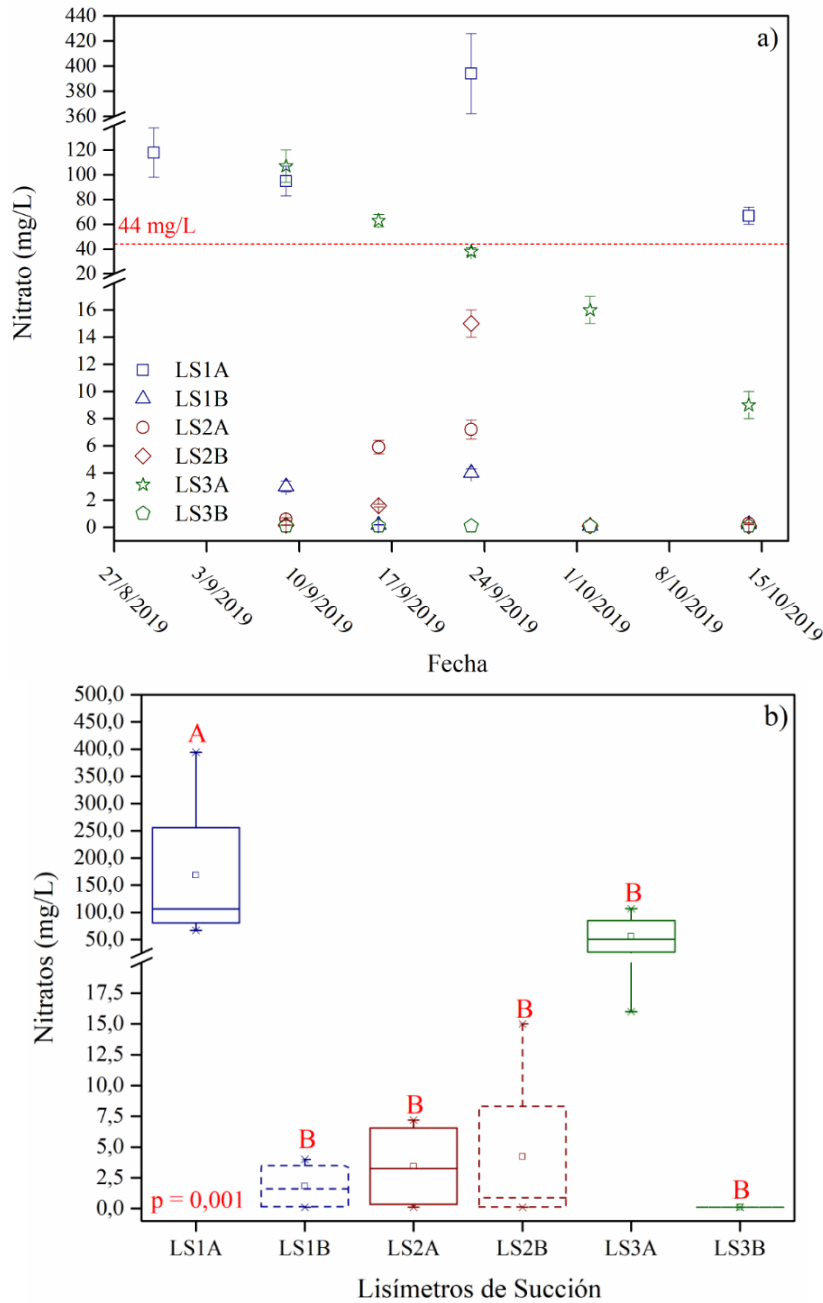


Figura 5.20. a) Cambios en la concentración de nitrato durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de nitrato presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo.

*La nomenclatura LS1A y LS1B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 1; así mismo la nomenclatura LS2A y LS2B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras

de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 2; y la nomenclatura LS3A y LS3B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 3. Para b) las cajas de bigotes indican la mediana, la media (cuadrado) y los valores de los percentiles 25 y 75 con bigotes que se extienden hasta los percentiles 5 y 95 de los puntos de datos originales. Además, para b) se resalta que las medias de concentraciones de nitrato que no comparten una letra son significativamente diferentes y que el valor de p mostrado corresponde al valor obtenido para el ANOVA realizado.

En general la figura 5.20 muestra que la concentración de nitrato es mayor en la zona inicial del drenaje, esto se puede atribuir a que el biomat y la mayor parte de la materia orgánica para su formación se infiltran bajo la parte delantera de las zanjas de percolación de primero y con el tiempo y la saturación esto se va extendiendo al resto de la estructura del drenaje.

El campo de drenaje es un campo joven el cual solo tuvo un mes posterior al inicio del muestreo para recibir agua residual y que con esto comenzara el crecimiento y el acondicionamiento del biomat.

Al comparar las figuras 5.19 b) y 5.20 b) se observa que la concentración promedio de amonio aumenta/disminuye en los mismos puntos de muestreo en los que el nitrato aumenta/disminuye por lo que se puede establecer evidencia de que al haber biomat y procesos de nitrificación se espera que la presencia de nitrato sea mayor en los puntos de medición cercanos a la zona inicial del drenaje.

Con respecto a los valores de nitrato se observa que tanto la zanja de percolación 1 y la zanja de percolación 3 presentan concentraciones mayores al límite establecido por la OMS en alguno de sus puntos de muestreos, mientras que la zanja de percolación 2 no sobrepasa este límite en ninguno de sus puntos de muestreo.

El análisis estadístico realizado por medio del ANOVA de un factor demuestra que existe diferencia significativa entre las varianzas de las concentraciones de nitrato como se observa en la figura 5.20 b). Esta diferencia significativa se observa visualmente en la prueba de Tuckey donde las concentraciones que no comparten una letra son significativamente diferentes. La zanja de percolación en el punto LS1A posee concentraciones de nitrato significativamente diferente a la de los demás puntos de muestreo.

Nitrito:

En la figura 5.21 se observa que la concentración de nitrito presente en el lixiviado del campo de drenaje va desde valores menores a 0,05 mg/L hasta los 24 mg/L.

La zanja de percolación 1 presenta las concentraciones más altas de nitrito en un rango de 4,7 mg/L a 24 mg/L para el punto de muestreo A y en un rango de menos de 0,05 mg/L hasta los 5,2 mg/L para el punto de muestreo B. El valor más alto de concentración de nitritos en la zanja de percolación 2 es de 8 mg/L y la mayor concentración medida en la zanja de percolación 3 es de 0,28 mg/L.

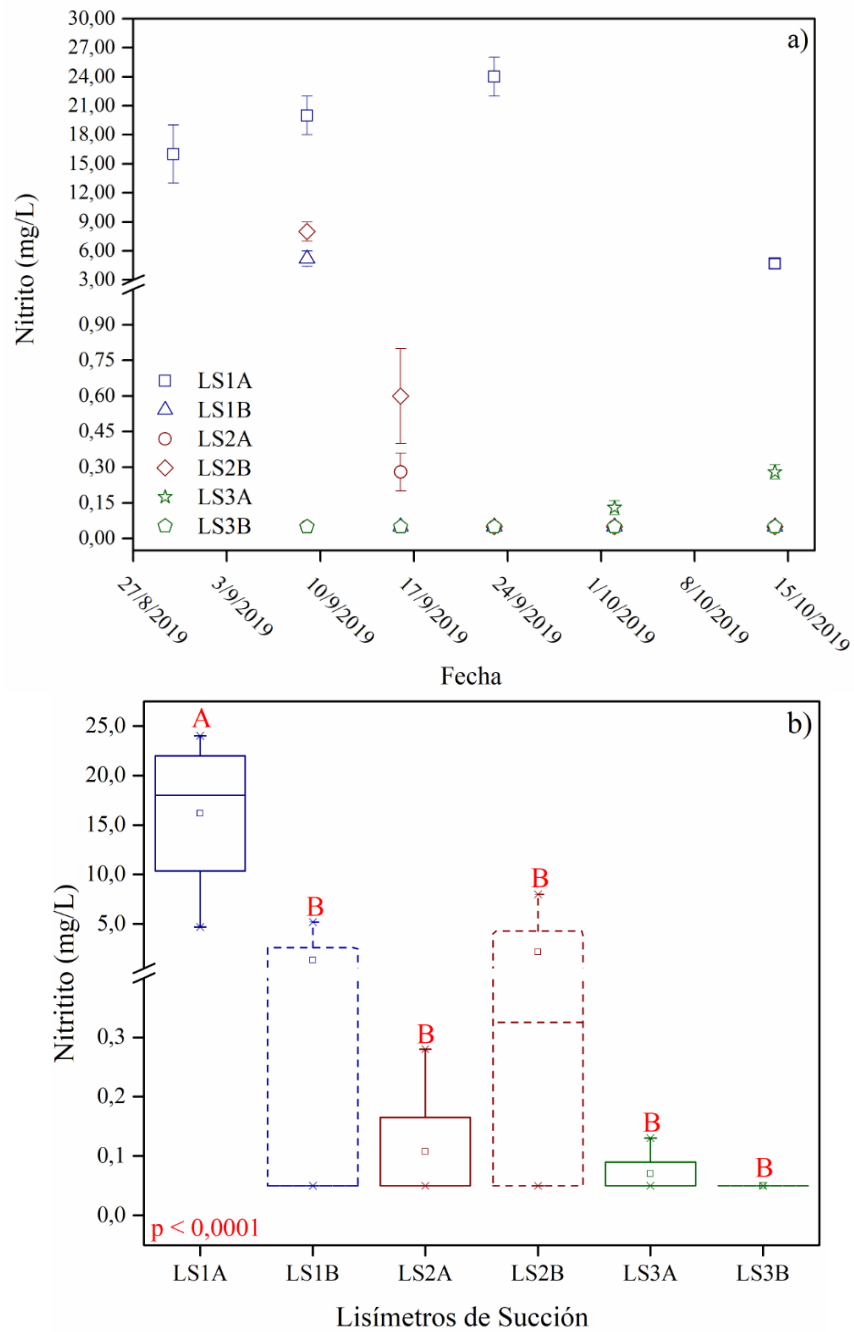


Figura 5.21. a) Cambios en la concentración de nitrato durante el periodo de muestreo en el agua de suelo del campo de drenaje; b) Representación gráfica del ANOVA de un factor realizado a las concentraciones de nitrato presentes en cada lisímetro de succión durante todo el periodo de muestreo.

*La nomenclatura LS1A y LS1B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 1; así mismo la nomenclatura LS2A y LS2B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 2; y la nomenclatura LS3A y LS3B corresponde a las mediciones obtenidas de las muestras de los lisímetros de succión a y b de la zanja de percolación 3. Para b) las cajas de bigotes indican la mediana, la media (cuadrado) y los valores de los percentiles 25 y 75 con bigotes que se extienden hasta los percentiles 5 y 95 de los puntos de datos originales. Además, para b) se resalta que las medias de concentraciones de nitrato que no comparten una letra son significativamente diferentes y que el valor de p mostrado corresponde al valor obtenido para el ANOVA realizado.

En la figura 5.21 b) se observan los resultados del ANOVA de un factor realizado en donde se determinan que existe diferencia significativa entre las varianzas de las concentraciones de nitrato en los distintos puntos de muestreo de la zanja de percolación. La prueba de Tuckey

realizada a los datos permite resaltar que el punto de muestreo con una concentración de nitrito significativamente diferente a la de los demás puntos es el punto LSA1 de la zanja de percolación 1.

Las figuras anteriores muestran que la mayor parte del nitrógeno en el sistema séptico paso por un proceso de nitrificación dando como resultado las altas concentraciones de nitrato observadas. A medida que el sistema maduraba la concentración media de amonio disminuye y de igual manera la concentración de nitrato aumenta.

5.3. Evaluación de la propuesta de diseño del campo de drenaje para el agua residual del residencial Iztarú.

5.3.1. Caudal de alimentación de agua residual

El caudal total promedio vertido durante el funcionamiento fue de 59 mL/s o su equivalente a 5,1 m³/día. En la figura 5.22 se observa el comportamiento de los caudales de alimentación con respecto al periodo de muestreo.

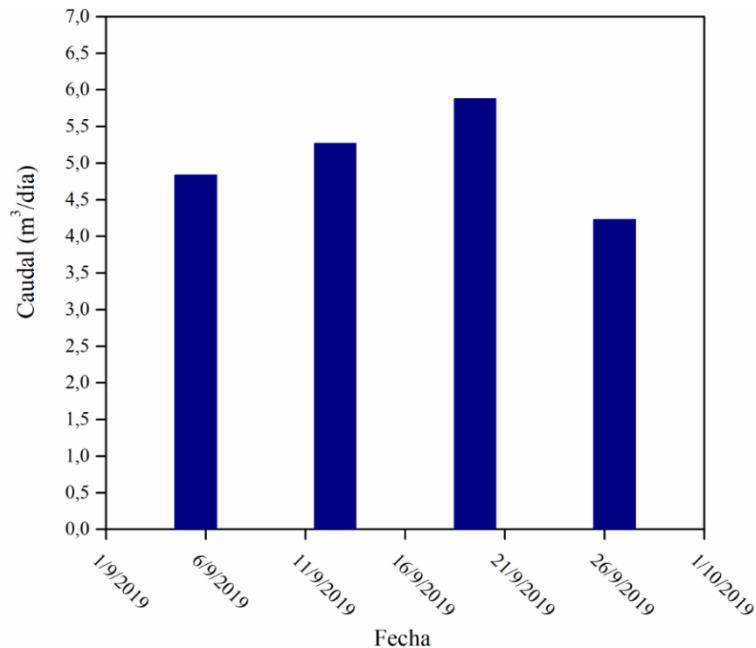


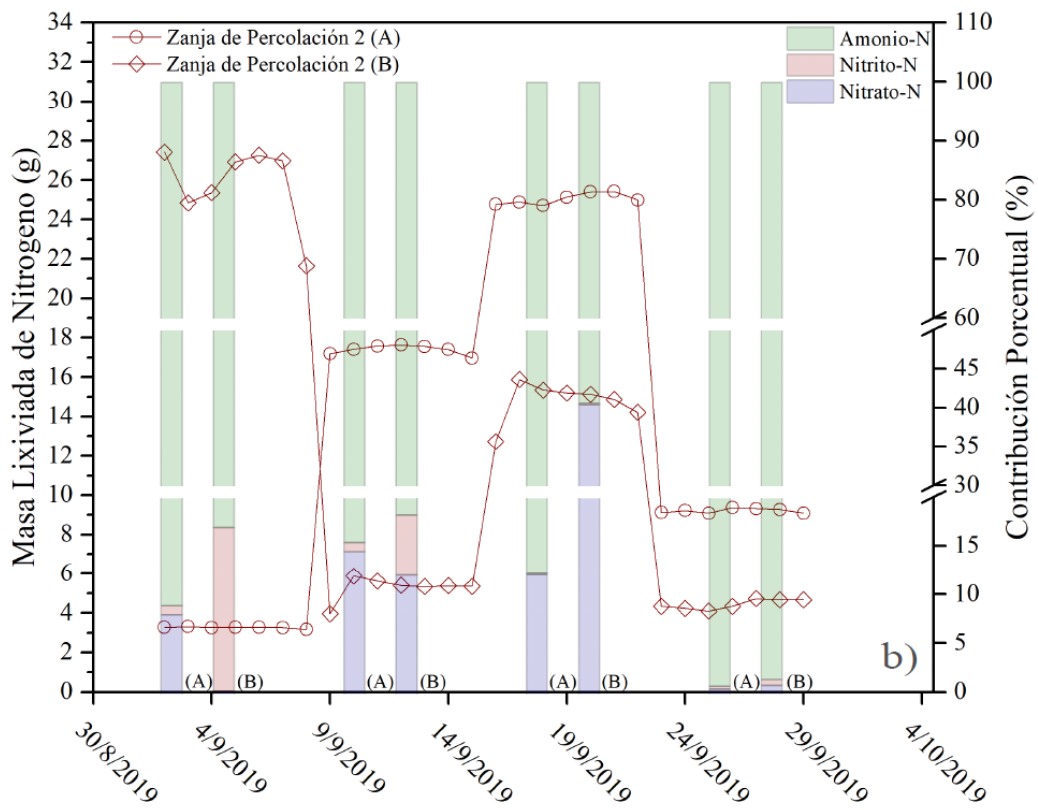
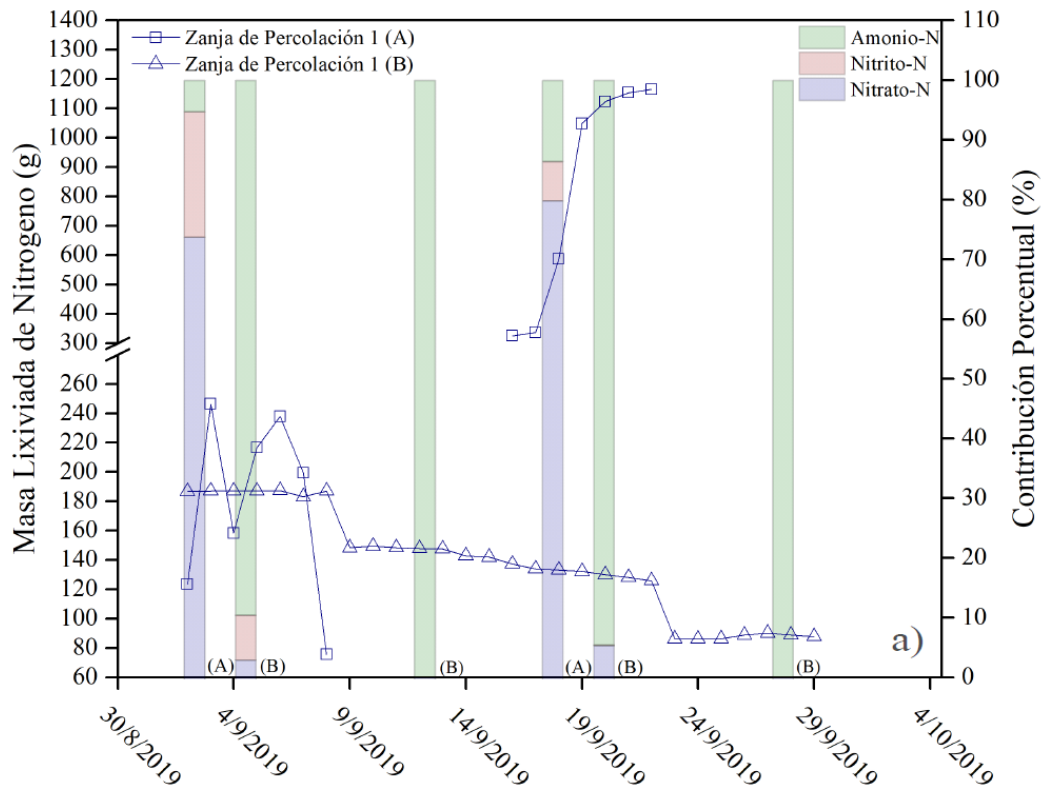
Figura 5.22. Caudales de alimentación del campo de drenaje durante el periodo de muestreo.

5.3.2. Transporte de nitrógeno en el campo de drenaje y sus zanjas de percolación

En la sección 5.3.2.3 se analizaron los datos obtenidos en los muestreos del agua de suelo con la finalidad de visualizar la distribución de las concentraciones y sus rangos en las zanjas de percolación estudiadas, así como las diferencias estadísticas entre la presencia de estos iones en los distintos puntos de muestreo. Se observó que para el caso de estudio existe presencia de nitrato, nitrito y amonio en el lixiviado de cada una de las zanjas de percolación.

Para observar el comportamiento de estos iones y en general del nitrógeno en el lixiviado de las zanjas de percolación se evaluó la masa lixiviada de nitrógeno durante el periodo de muestreo de acuerdo con la metodología planteada en sección 4.7. Con los datos obtenidos se

construye la figura 5.23.



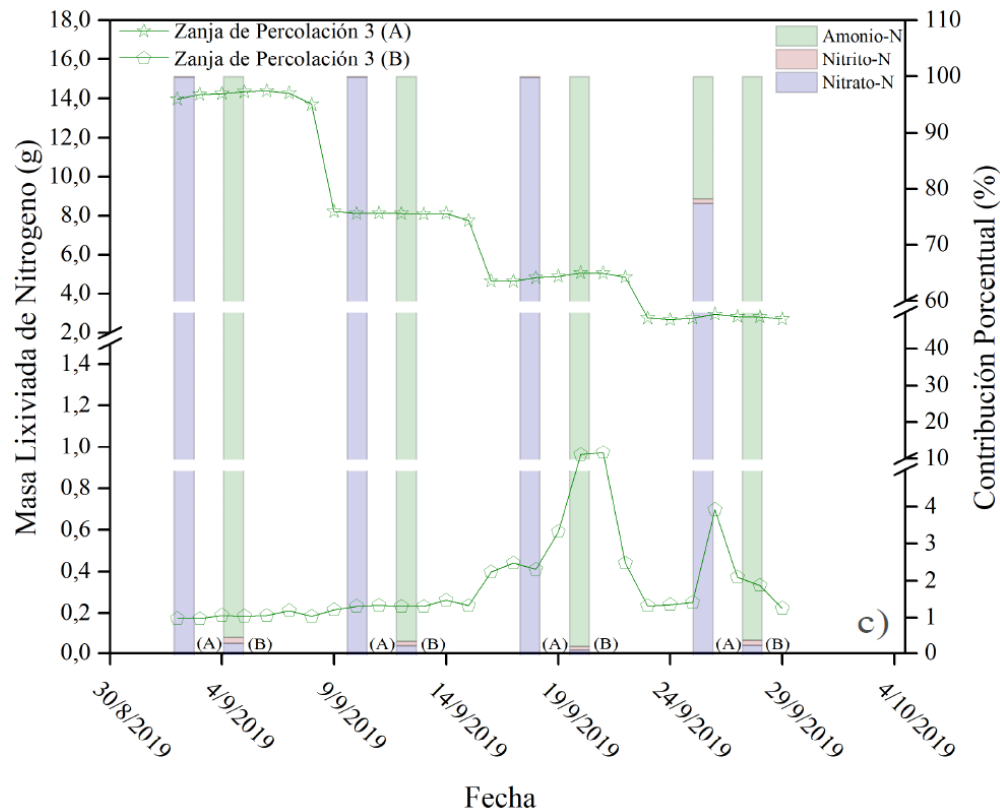


Figura 5.23. a) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 1 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada; b) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 2 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada; c) Promedio diario de masa de nitrógeno lixiviada en el suelo bajo la zanja de percolación 3 y contribución porcentual semanal de los iones del ciclo de nitrógeno estudiados a la masa de nitrógeno lixiviada.

*La nomenclatura (A) y (B) se utilizó para diferenciar los promedios semanales de la contribución porcentual de las especies de nitrógeno en donde (A) corresponde al promedio semanal del punto de muestreo A y ve corresponde al promedio semanal del punto de muestreo B.

Los cálculos realizados mostraron que los flujos promedio diarios por debajo del sitio B de las 3 zanjas de percolación presenta una contribución de más del 59% y hasta de un 99% de masa de Amonio-N.

El sitio A de las 3 zanjas de percolación presento una contribución porcentual mayor de Nitrato-N en especial en las zanjas de percolación 1 y 3 en donde la zanja de percolación 1 presenta porcentajes que van desde 74% hasta el 80% y la zanja de percolación 3 presenta porcentajes de Nitrato-N en un rango de 77% hasta 99%. En la zanja de percolación 2 la contribución porcentual del Nitrato-N a la masa de total de nitrógeno se encuentra en menos del 15% para la mayoría de las semanas alcanzando un máximo de 40% en la tercera semana de muestreo. La contribución del ion Nitrito-N es la menor de los 3 iones a la masa de nitrógeno lixiviado en donde usualmente la contribución porcentual de este ion es de menos del 1% semanal, pero en algunos casos especialmente en las zanjas 1 y 2 este puede alcanzar porcentajes de hasta 21%.

En la figura 5.23 se puede observar que el foco de contaminación por nitrógeno más importante en el campo de drenaje es la zanja de percolación 1 con valores de lixiviación de masa de nitrógeno que va de un rango desde los 80 g hasta 1227 g. La zanja de percolación 2 por su

parte contribuye con un aporte de nitrógeno diario promedio que va desde los 3 g hasta los 25 g. La zanja de percolación 3 presenta los valores más bajos de lixiviación de masa de nitrógeno con valores que van desde los 0,17 g hasta los 14 g de nitrógeno.

Se observa en la figura 5.23 a) y c) que existe una diferencia entre los valores de lixiviación de masa de nitrógeno de los puntos A y B de ambas zanjas, situación que no se observa en la zanja de percolación 2 donde la lixiviación de masa de nitrógeno en ambos puntos de la zanja es similar. De igual manera en el punto A de la zanja de percolación 1 y 3 la masa de nitrógeno lixiviada está compuesta en más de un 74% por Nitrato-N por lo que la composición del lixiviado de estas 2 zanjas de percolación representa un peligro mayor que la composición del lixiviado de la zanja de percolación 2 donde el lixiviado se encuentra compuesto mayoritariamente por Amonio-N.

Cabe resaltar que la presencia de oxígeno es clave en los procesos de nitrificación y desnitrificación que ocurren en los campos de drenaje. Usualmente el oxígeno se transporta mediante difusión y en casos muy específicos por medio de conducción, además, se debe de tener en cuenta que un pequeño porcentaje del oxígeno que llega a las zanjas de percolación y que facilita estos procesos es oxígeno disuelto que viene en el agua residual.

La difusión de oxígeno es la de mayor importancia por lo que es fundamental conocer que esta se ve influenciada por factores tales como los gradientes de concentración, el espacio de difusión, la longitud y la tortuosidad del trayecto (*e.g.* suelo, lecho de percolación) y los coeficientes de difusión del medio encontrados desde la fuente hasta el sitio de consumo del oxígeno (Moncayo, 2003). Asociado a lo anterior se observa que los lechos de percolación con mayores granulometrías propician la difusión de oxígeno y por ende es más factible que los procesos de nitrificación ocurran con mayor frecuencia.

5.3.3. Evaluación de las zanjas de percolación

A continuación, se evalúan las 3 propuestas de diseño utilizadas en el diseño experimental que conforman el campo de drenaje en estudio.

5.3.3.1. Zanja de percolación 1

De acuerdo con los resultados observados en esta sección se puede resaltar que el esquema de diseño de la zanja de percolación 1 presenta problemas asociados a la lixiviación de contaminantes.

La figura 5.16 muestra que el potencial de formación que el equilibrio de nitrógeno en este sistema se encuentra en la zona de formación de nitrato y nitrito lo cual se ve reflejado en las concentraciones que muestran las figuras 5.20 y 5.21 en donde las concentraciones de nitrito y nitrato más altas de los 3 sistemas que se evaluaron y se encontraron en el lixiviado de esta zanja de percolación.

En la figura 5.23 se observa como en la zanja de percolación 1 la masa lixiviada de nitrógeno es de más de 60 g diarios de nitrógeno en todo el periodo de muestreo, lixivando 2 veces más nitrógeno que la zanja de percolación 2 y 3 veces más que la zanja de percolación 3. Acorde a estos resultados se establece que este esquema de diseño aporta al subsuelo valores mayores de

nitrógeno que los otros 2 esquemas probados en campo y que un 74% o más de la masa de nitrógeno que se lixivia en el caso del punto A de la zanja de percolación 1 es Nitrato.

La granulometría del material de este lecho de percolación es la más cercana a la utilizada en el esquema de construcción de zanjas de percolación en Costa Rica establecido en el CHISE Ed. 2017, donde se recomienda utilizar material granular con un diámetro entre los 70 y 100 mm. La permeabilidad del lecho y su composición acorde a lo observado en el cuadro 5.01 y en la figura 5.01 permitió que el sistema trabajara con normalidad y que este no presentara ningún problema hidráulico, asociado a esto la zanja de percolación 1 cumple como un método de disposición, pero no como un método de tratamiento.

Con respecto a las altas concentraciones de nitrato en la zanja de percolación 1 estas se atribuyen a una maduración rápida del biomat y a la aireación que recibe el agua residual lixiviada en esta zanja de percolación, ambas asociadas al diámetro de partícula del material de este lecho de percolación. La piedra cuarta utilizada poseen un diámetro mayor a los demás materiales empleados, lo cual permite que se dé una mayor aireación y que se deposite mayor cantidad de sólidos suspendidos y disueltos en el fondo de la zanja y con esto que se dé una subsecuente tasa de nitrificación mayor. Esto se ve reflejado en la figura 5.20 en donde las concentraciones alcanzan hasta los 394 mg/L de nitrato como ion y que superan como se observa en esa figura el límite de 44 mg/L establecido por la OMS y el valor máximo admisible de 50 mg/L para la legislación nacional.

Las concentraciones de hasta 24 mg/L de nitrito presente se asocia de igual manera a la madurez del biomat y la interacción de los microorganismos en esta matriz biomat/suelo que ocurre de manera activa en la zanja de percolación 1 y que contribuyen a una alta tasa de nitrificación.

La problemática asociada con el nitrato se debe que este ión es la forma de nitrógeno más móvil en el suelo y adicionalmente es altamente móvil en el agua, por lo que puede llegar a afectar fuentes de agua subterránea y a los ecosistemas que dependan de la misma. Otras formas de nitrógeno, como el amonio, generalmente no se lixivian. A diferencia del nitrato, el amonio no se ve afectado tan fuertemente por el fenómeno de lixiviación debido a que este se adhiere al suelo y se resiste a el movimiento con el agua (Jahangir *et al.*, 2012).

5.3.3.2. Zanja de percolación 2

La zanja de percolación 2 es el sistema que acorde con lo observado en las figuras 5.02, 5.17, 5.19, 5.20, 5.21 y 5.23 se comporta de manera más estable y por lo tanto incurre en un impacto ambiental de menor grado comparado con la zanja de percolación 1 y presenta condiciones de funcionamiento hidráulico adecuado en comparación con la zanja de percolación 3.

En la figura 5.18 se observa que las condiciones para que se dé la formación de nitrato están presentes en esta zanja de percolación, lo cual se respalda con los resultados de la figura 5.20 a) donde se cuantifico nitrato, pero en concentraciones por debajo del valor considerado como peligroso por la OMS.

En esta zanja de percolación se observan valores de lixiviación de masa de nitrógeno menores que en la zanja de percolación 1 como se ilustra en la figura 5.23. Este comportamiento del

nitrógeno y en especial del nitrato se debe a que este esquema de diseño como se observa en la figura 5.02 es un sistema intermedio en donde la granulometría del material de percolación es la adecuada para que los procesos de nitrificación causados por la acumulación de materia orgánica y formación de biomat ocurran a un ritmo menor que en la zanja de percolación 1.

Debido a los resultados obtenidos y al funcionamiento presentado durante el periodo de muestreo es que se considera que este esquema de zanja de percolación es el que se recomienda utilizar en los campos de drenajes.

5.3.3.3. Zanja de percolación 3

De acuerdo con lo presentado en la figura 5.23 c) la zanja de percolación 3 es el esquema de diseño que presento los valores más bajos de lixiviación de nitrógeno con valores entre los 0,17 g y los 14 g.

Estructural y funcionalmente el sistema presento muchos problemas de colmatación y colapso hidráulico durante todo el periodo de muestreo esto debido a que el diámetro de la arena presente en el material de percolación afecta la permeabilidad del drenaje (asociado a un coeficiente de permeabilidad de 0,00002 m/s), además de que un sistema de tratamiento primario como un tanque séptico y la unidad interceptora en este proyecto, genera en el efluente material particulado que obstruye los poros de la estructura filtrante fácilmente.

En la figura 5.21 se observó que la zanja presenta fenómenos de nitrificación que ocurren en la parte superior del drenaje donde existe mayor oxigenación y donde los sólidos suspendidos y disueltos se acumulaban en la zona inmediata de donde sale el agua residual y con esto se comenzó a formar el biomat en esa zona facilitando la nitrificación en ese biomat formado, pero sin llegar a ser tan efectivo como en la zanja de percolación 1.

Se recomienda no utilizar la arena como parte de los lechos de percolación debido a los problemas presentados con esta zanja de percolación y a los resultados de remediación y atenuación de nitrógeno insatisfactorios obtenidos. Se podría evaluar utilizar un material con una granulometría intermedia entre la arena y la piedra quintilla en otros estudios para evaluar el comportamiento hidráulico y de remediación, esto acompañado de unidades complementarias de tratamiento al sistema de tanque séptico para evitar colmatación u otros fallos hidráulicos en el sistema.

5.4. Recomendaciones de criterios de diseño para sistemas de percolación.

5.4.1. Velocidad de percolación

Para disponer aguas residuales ordinarias por medio de un campo de drenaje se establecen una serie de límites para la velocidad de percolación que debe de presentar el terreno.

Los límites establecidos en el CHISE Ed. 2017 especifican que, para velocidades de percolación, mayores a $1,05 \times 10^{-6}$ no se permite el uso de ningún tipo de sistema de disposición (e.g, campos de drenaje y pozos de absorción) y dicta para velocidades menores a $4,10 \times 10^{-7}$ la restricción de no utilizar pozos de absorción y para velocidades menores a $2,90 \times 10^{-7}$ no es permitido el uso de campos de drenaje. La velocidad de percolación se puede calcular acorde a lo descrito en la sección 3.5.1.1. y en el anexo I.

5.4.2. Elección del material del lecho de percolación

En el país es común utilizar un medio granular con un diámetro de partícula entre los 70 y los 100 mm como se recomienda en el CHISE Ed. 2017, esto porque los materiales con estas características son comunes y fáciles de manejar en el ámbito de la construcción.

El problema de utilizar este tipo de materiales para construir los lechos de percolación está ligado a lo observado en este trabajo en donde un mayor diámetro de partícula se asocia con una lixiviación mayor de nitrógeno y de los iones que componen su ciclo. Una mayor tasa de nitrificación se asocia al aumento del tamaño de las partículas del medio granular (acorde a lo discutido al final de la sección 5.3.2) por lo que al utilizar lechos compuestos por partículas entre los 70 y los 100 mm se espera observar este tipo de problemas que son importantes de considerar a la hora de proteger los mantos acuíferos y velar por la salud humana.

De acuerdo con el análisis realizado en este proyecto y los resultados obtenidos se recomienda utilizar en las zanjas de percolación la piedra quintilla (9,50 – 2,36 mm) como parte del lecho de percolación, esto para suelos arcillosos que son en los que se instaló el campo de drenaje y donde se disponía el agua residual ordinaria del proyecto. Cabe resaltar que se recomienda el uso de esta granulometría acorde a lo discutido en la sección 5.3.3.2.

En la figura 5.24 se brinda una propuesta de diseño para la construcción de una zanja de percolación que tome en cuenta los criterios brindados en esta investigación. Esta propuesta está basada en los resultados observados que demuestran que una granulometría menor que la utilizada en la actualidad contribuye de manera significativa a mejorar la remediación y el tratamiento que brindan estos sistemas sin sacrificar la parte funcional de los mismos.

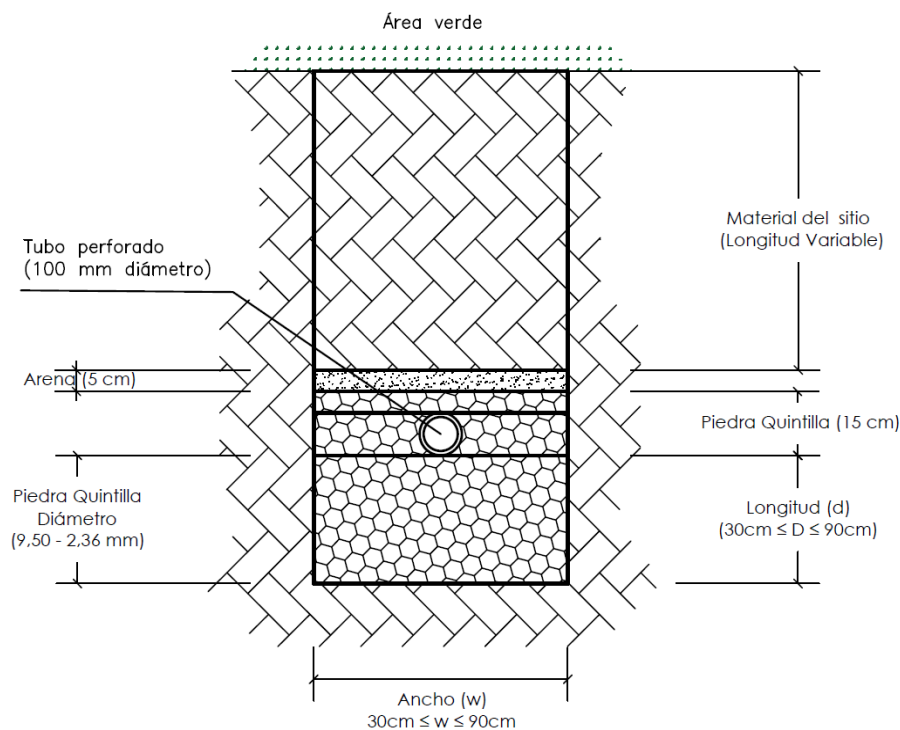


Figura 5.24. Detalle constructivo de la zanja de percolación propuesta para tratar aguas residuales ordinarias de un campo de drenaje construido en suelos arcillosos.

5.4.3. Costos de construcción del campo de drenaje

Los costos asociados al proyecto de construir un campo de drenaje están definidos por el caudal de agua residual a verter y la velocidad de percolación del suelo donde se ubique el sistema lo cual determinará la longitud de este.

Para caudales mayores o velocidades de percolación bajas encontramos que los costos asociados son mayores debido a que se necesita mayor área para la construcción de las zanjas de percolación lo cual implica mayores costos de proyecto por la demanda de recursos, de igual manera para caudales menores o velocidades de percolación mayores los proyectos serán más económicos por que la demanda de recursos y de área de terreno será menor.

A continuación, se presenta el costo por metro lineal para una zanja de percolación con un principio de construcción acorde a lo presentado en la figura 5.24:

Cuadro 5.07. Costos asociados a la construcción del campo de drenaje.

Actividad	Insumos	Valor	Unidad de medida	Costo Asociado	Costo Total
Movimiento de suelo	-	2,4	m ³	¢7 500,00	¢18 000,00
Mano de obra	-	6	horas	¢2 122,33	¢12 733,98
-	Piedra Quintilla	1,35	m ³	¢17 000,00	¢22 950,00
-	Arena	0,15	m ³	¢16 000,00	¢2 400,00
-	Tubería perforada para drenaje (Drenafort) 6 m	1	m	¢30 000,00	¢30 000,00
-	Tubería PVC 2" 6 m	1	unidades	¢10 650,00	¢21 300,00
-	Codo sanitario 90° pared gruesa 2"	2	unidades	¢2 450,00	¢4 900,00
-	T sanitario pared delgada 2"	1	unidades	¢3 695,00	¢3 695,00
-	Pegamento Wet Dry para PVC 30 ml	1	unidades	¢1 095,00	¢1 095,00
Presupuesto total del proyecto para 5 m					¢117073,98
Costo total por metro lineal					¢23 414,80

5.4.4. Herramienta para evaluar el cumplimiento de criterios para implementar campos de drenaje

Con la finalidad de facilitar una evaluación de los criterios que deben de cumplirse si se desean utilizar campos de drenaje como método de tratamiento y disposición anexo al tanque séptico se desarrolla una herramienta en Excel que trata de reunir todos los parámetros que se deben de considerar durante la construcción de estos sistemas y la misma evalúa la información que se le brinda para determinar si la construcción de un campo de drenaje y sus zanjas de percolación es viable o no, además, la herramienta también realiza un cálculo preliminar de los costos del proyecto que se desea realizar.

En las figuras 5.25, 5.26 y 5.27 se presentan las 3 partes que componen la herramienta.

TEC Tecnológico de Costa Rica	<i>Carrera de Ingeniería Ambiental</i>
Fecha:	
Proyecto	

Información del Proyecto			
Provincia		Distrito	
Cantón		Teléfono	
Encargado		Correo	

Figura 5.25. Hoja de información general de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje.

Parámetros para la construcción de campos de drenajes		
PARÁMETROS DEL PROYECTO		
Parametro	Valor	Unidad
Caudal de producción de agua residual	0,82	m ³ /día
Número de personas máximo	4	persona
Dotación	250	L/persona*día
Factor de retorno	0,82	A dimensional
Velocidad de percolación		m/s
NÚMERO DE ZANJAS DE INFILTRACIÓN Y CAUDAL RECIBIDO POR ZANJA		
Parametro	Valor	Unidad
Número de zanjass de infiltración		#
Caudal	#¡DIV/0!	m ³ /día
DIMENSIONAMIENTO DE LA ZANJA DE INFILTRACIÓN		
Parametro	Valor	Unidad
w		cm
d		cm
Perímetro	0,37	m
Longitud de tubería		m
Área de infiltración	0	m ²

a)

Evaluación de criterios para el tratamiento y disposición de agua residual ordinaria proveniente de tanques sépticos en campos de drenaje.			
VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN			
Parametro	Valor	Unidad	Cumple
Velocidad de percolación	#¡DIV/0!	m/s	#¡DIV/0!
PARÁMETROS DE DISEÑO DE LAS ZANJAS DE INFILTRACIÓN			
Parametro	Valor	Unidad	Cumple
w	0,00	m	No
d	0,00	m	No

b)

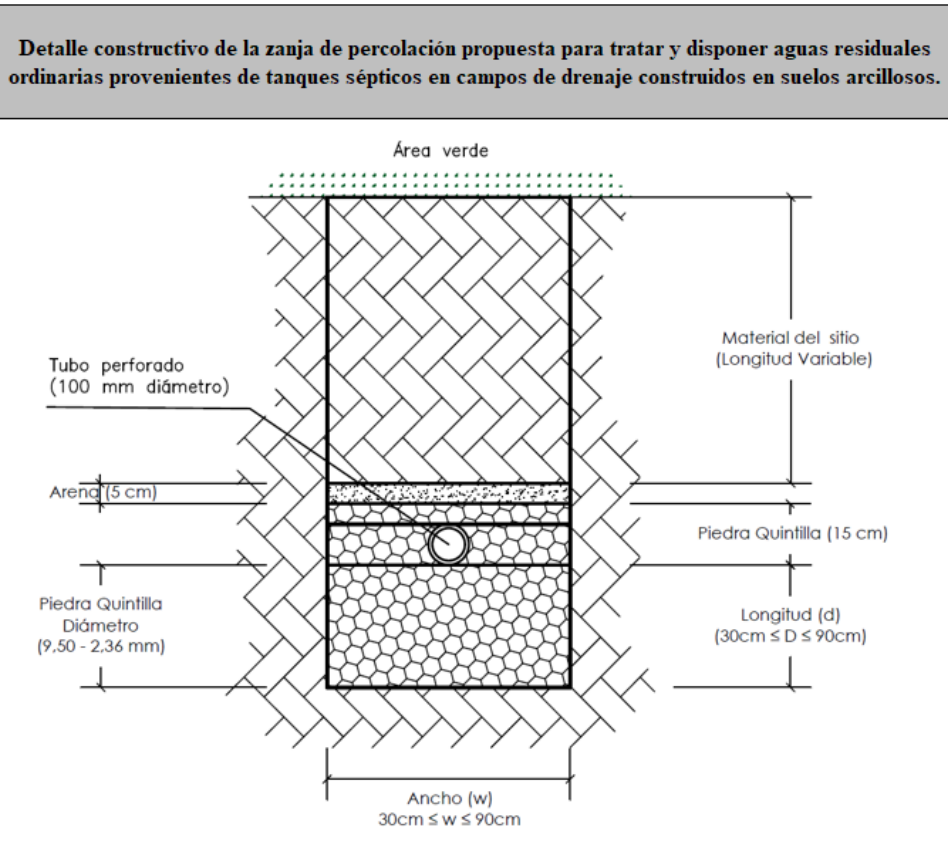


Figura 5.26. Hoja de parámetros y evaluación de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje; a) parámetros para la construcción de campos de drenaje; b) evaluación de criterios para el tratamiento y la disposición de agua residual ordinaria proveniente de tanques sépticos en campos de drenaje; c) detalle constructivo de la zanja de percolación propuesta para tratar y disponer aguas residuales ordinarias provenientes de tanques sépticos en campos de drenaje construidos en suelos arcillosos.

Costos por metro lineal para una zanja de infiltración					
Actividad	Insumos	Valor	Unidad de medida	Costo Asociado	Costo Total
Movimiento de suelo	-	2,4	m3	€7 500,00	€18 000,00
Mano de obra	-	6	horas	€2 122,33	€12 733,98
-	Piedra Quintilla	1,35	m3	€17 000,00	€22 950,00
-	Arena	0,15	m3	€16 000,00	€2 400,00
-	Tubería perforada para drenaje (Drenafort) 6 m	1	m	€30 000,00	€30 000,00
-	Tubería PVC 2" 6 m	1	unidades	€10 650,00	€21 300,00
-	Codo sanitario 90° pared gruesa 2"	2	unidades	€2 450,00	€4 900,00
-	T sanitario pared delgada 2"	1	unidades	€3 695,00	€3 695,00
-	Pegamento Wet Dry para PVC 30 ml	1	unidades	€1 095,00	€1 095,00
Presupuesto total del proyecto para 5 m de construcción					€117 073,98
Costo total metro lineal					€23 414,80

Costos del proyecto desarrollado	
Número de zanjas de infiltración	0
Metros lineales de construcción	0
Costo del proyecto	€0,00

Detalles del cálculo	
Fecha de consulta de precios	7/5/2020
Tipo de Cambio	€575,00

Figura 5.27. Hoja de costos de la herramienta de criterios para diseño de campos de drenaje.

En la figura 5.25 se presenta la primera hoja de la herramienta donde se anota la información básica relacionada con el proyecto y su ubicación esto con la finalidad de llevar un control de lo que se realiza. La segunda hoja de la herramienta está compuesta por lo mostrado en la figura 5.26 donde se introducen y evalúan los datos para definir si se cumple o no con los criterios. Mediante los parámetros que se introducen en la figura 5.26 a) la herramienta evalúa si se cumple con los criterios como se muestra en la figura 5.26 b), finalmente la figura 5.26 c) muestra la propuesta de esquema de diseño recomendado con lineamientos definidos en la sección 5.4.2. En la figura 5.27 se presenta la tercera hoja de la herramienta compuesta por la información necesaria para realizar una estimación aproximada de los costos del proyecto que se quiere implementar. En el apéndice 4 se presenta el vínculo con el que se puede acceder a la herramienta.

6. CONCLUSIONES

El nitrato se ha detectado en concentraciones que van desde valores menores a 0,1 mg/L hasta los 394 mg/L en el lixiviado del campo de drenaje por lo que resulta oportuno investigar distintos esquemas de zanjas de percolación o métodos de tratamiento en suelo que permitan su remoción.

El nitrato se considera un indicador adecuado para monitorear la contaminación que las aguas residuales domesticas generan en el subsuelo urbano y en las fuentes de agua potable subterránea.

La zanja de percolación 1 presenta las concentraciones más altas de nitrato con valores que van desde los 0,1 mg/L hasta los 394 mg/L.

La zanja de percolación 2 presenta las concentraciones más bajas de nitrato con valores que van desde los 0,1 mg/L hasta los 7,2 mg/L.

La zanja de percolación 3 presenta concentraciones de nitrato que van desde los 0,1 mg/L hasta los 107 mg/L.

El campo de drenaje evaluado y sus zanjas de percolación presentan procesos de nitrificación bien marcados debido a las condiciones que se presentan en estos sistemas; el sistema que aporta más nitrato es la zanja de percolación 1 con un valor máximo de concentración de 394 mg/L y el sistema que aporta menos nitrato es la zanja de percolación 2 con 7,2 mg/L.

La arena utilizada en la zanja de percolación 3 como material para construir un lecho de percolación en un campo de drenaje en suelos arcillosos no es una opción adecuada ya que presenta problemas de colmatación asociado al tamaño de partícula y a la conductividad hidráulica.

El foco de contaminación por nitrógeno más importante en el campo de drenaje es la zanja de percolación 1 con valores de lixiviación de nitrógeno que se encuentra en un rango de 75 g hasta 1165 g.

La zanja de percolación 2 contribuye con un aporte de nitrógeno diario promedio que va desde los 3 g hasta los 27 g durante el mes de muestreo.

La zanja de percolación 3 presenta los valores más bajos de lixiviación de nitrógeno con valores que van desde los 0,17 g hasta los 14 g.

7. RECOMENDACIONES

Realizar un estudio de lixiviación de nutrientes en suelos urbanos, pero tomando como fuente de alimentación de agua residual un tanque séptico de un hogar para poder tener las mismas condiciones de funcionamiento y de esta manera conocer el impacto real de este tipo de sistemas en el país.

Diseñar campos de drenaje con el mismo esquema de construcción que la zanja de percolación 2 evaluada en este trabajo para de esta manera aportar un tratamiento adicional al agua residual dispuesta en el subsuelo.

Realizar un estudio en paralelo donde se comparen una prueba controlada en laboratorio junto a una prueba de campo para determinar cómo las condiciones ambientales afectan la lixiviación de contaminantes en los subsuelos urbanos y establecer que factores son determinantes en este tipo de procesos.

Realizar evaluaciones de este tipo de sistemas con periodos de muestreos más largos que permitan obtener resultados más significativos y representativos de la dinámica de procesos que ocurren dentro del campo de drenaje y las zanjas de percolación.

Proponer un diseño de zanja de percolación que contemple los procesos de desnitrificación dentro del sistema para garantizar la disminución efectiva del nitrato y otros iones del ciclo del nitrógeno que se lixivian en los subsuelos urbanos.

Evaluar la presencia y concentración de otros contaminantes como lo pueden ser el fósforo o contaminantes emergentes que representan un peligro para los ecosistemas y para la salud de las futuras generaciones.

Caracterizar la vida microbiana presente en la matriz de biomat/suelo y que es responsable de los procesos de nitrificación y de desnitrificación.

Evaluar el comportamiento de un lecho de percolación con una granulometría menor que la de la piedra quintilla, ya que a menor tamaño de partícula se obtuvo menor lixiviación de nitrógeno. Se recomienda buscar un tamaño intermedio entre esta y la arena con lo que se permita una percolación efectiva del agua residual y evitar así fenómenos como el de colmatación presentado en la zanja de percolación 3.

8. REFERENCIAS

Aguado D., Montoya T., Ferrer, J. A. (2006) Relating ions concentration variations to conductivity variations in a sequencing batch reactor operated for enhanced biological phosphorus removal. *Environmental Modelling & Software*, 21 (6), 845-851. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.03.004>

Ahmad, W. (2015). *The pollution effects of the wastewater flow on the water quality in Wadi Sarida catchment/West Bank* (Doctoral dissertation). Ramallah, Palestine: Birzeit University.

Akpor, O. B. (2011). Wastewater effluent discharge: Effects and treatment processes. *In Int. Conf. Chem. Biol. Environ. Eng*, 20(1), 85-91.

Aley, W.C., Mechling, M., Pastrana, G.S., and Fuller, E.B. (2007). *Multiple nitrogen loading assessment from onsite waste treatment and disposal systems within the Wekiva River Basin*. Florida, United States: A Report Prepared for the Florida Department of Health

Allaire, S. E., & Parent, L. E. (2003). Size guide number and Rosin–Rammler approaches to describe particle size distribution of granular organic-based fertilisers. *Biosystems Engineering*, 86(4), 503-509. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2003.08.009>

Álvaro, O. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales. Teoría y Diseño*. Primera edición. Bogotá, Colombia: Acodal.

Amador, J. A., & Loomis, G. W. (2018). *Soil-based wastewater treatment*. American Society of Agronomy, Incorporated, Soil Science Society of America, Incorporated, Crop Science Society of America, Incorporated.

ASTM C33. (2003). *Standard Specification for Concrete Aggregates*. Pennsylvania, United States: American Society for Testing and Materials (ASTM).

ASTM C136 - C136M. (2014). *Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates*. Pennsylvania, United States: ASTM.

Banerjee, S., & Morella, E. (2011). *Africa's water and sanitation infrastructure: access, affordability, and alternatives*. Washington DC, United States: World Bank Publications.

Baker, M. J., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (1998). Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater disposal systems. *Environmental Science and Technology*, 32 (15), 2308–2316. <https://doi.org/10.1021/es970934w>

Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater (SMEWW)*. E. W. Rice (Ed. 23). Washington DC, United States: American Public Health Association.

Banco Mundial (2008). *Impactos económicos del saneamiento en Vietnam: Un estudio de cinco países realizado en Camboya, Indonesia, Lao, Filipinas y Vietnam bajo la Iniciativa de Economía del Saneamiento (IES)*. Recuperado el 24 de febrero del 2020 de: http://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/529200894722_ESI_Long_Report_Vietnam.pdf

Baram, S., Couvreur, V., Harter, T., Read, M., Brown, P. H., Kandelous, M., ... & Hopmans, J. W. (2016). Estimating nitrate leaching to groundwater from orchards: comparing crop nitrogen excess, deep vadose zone data-driven estimates, and HYDRUS modeling. *Vadose Zone Journal*, 15(11). <https://doi.org/10.2136/vzj2016.07.0061>

Beal, C. D., Gardner, E. A., & Menzies, N. W. (2005). Process, performance, and pollution potential: A review of septic tank–soil absorption systems. *Soil Research*, 43(7), 781-802. <https://doi.org/10.1071/SR05018>

Bergendahl, J. (2008). *Treatment system hydraulics*. Virginia, United States: American Society of Civil Engineers.

Bitton, G. (2005). *Wastewater microbiology*. New Jersey, United States: John Wiley & Sons.

Blok, C., Baumgarten, A., Baas, R., Wever, G., & Lohr, D. (2019). *Analytical Methods Used with Soilless Substrates*. In *Soilless Culture* (pp. 509-564). Amsterdam, Netherlands: Elsevier.

Bradshaw, J. K. (2012). *Evaluation of gravel-filled drainfield hydraulics and nitrogen processes in an onsite wastewater treatment system* (Doctoral dissertation). Georgia, United States: University of Georgia.

Bradshaw, J. K., & Radcliffe, D. E. (2011). *Nitrogen dynamics in a piedmont onsite wastewater treatment system*. Georgia Institute of Technology. Georgia, United States: University of Georgia.

Bradshaw, J. K., & Radcliffe, D. E. (2013). Nitrogen fate and transport in a conventional onsite wastewater treatment system installed in a clay soil: Experimental results. *Vadose Zone Journal*, 12(3). <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0149>

Brix, H., Arias, C. A., & Del Bubba, M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11–12), 47–54. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0808>

Campbell, G. S. (1974). A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil science*, 117(6), 311-314.

Canter, L. W., & Knox, R. C. (1985). *Septic tank system effects on ground water quality*. Michigan, United States: Lewis Publishers.

Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) & Unidad de apoyo técnico para el saneamiento básico del área rural (UNATSABAR). (2003). *Especificaciones técnicas para el diseño de zanjas y pozas de infiltración*. Lima, Perú: CEPIS

Chang, N. B., Wanielista, M., & Daranpob, A. (2010a). Filter media for nutrient removal in natural systems and built environments: II—Design and application challenges. *Environmental Engineering Science*, 27(9), 707-720. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0229>

Chang, N. B., Wanielista, M., Daranpob, A., Xuan, Z., & Hossain, F. (2010b). New performance-based passive septic tank underground drainfield for nutrient and pathogen removal using sorption media. *Environmental Engineering Science*, 27(6), 469-482. <https://doi.org/10.1089/ees.2009.0387>

Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos de Costa Rica (CFIA). (2017). *Código de instalaciones hidráulicas y sanitarias en edificaciones Ed. 2017*. San José, Costa Rica: CFIA.

Cornejo, S. (2018). *Evaluación del desempeño de sensores de capacitancia en el monitoreo de humedad en suelos arenosos de Florida para optimizar el uso de agua para riego*. Tegucigalpa, Honduras: Editorial Universidad Zamorano.

Crespo, C. (2005). *Mecánica de suelos y cimentaciones*. Ciudad de México, México: Editorial LIMUSA.

Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., Bastian, R. K., & Reed, S. C. (2014). *Natural wastewater treatment systems*. Florida, United States: CRC Press.

Davis, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering: Design Principles and Practice*. New York, United States: McGraw Hill Professional.

De, M., & Toor, G. S. (2017). Nitrogen transformations in the mounded drainfields of drip dispersal and gravel trench septic systems. *Ecological engineering*, 102, 352-360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.039>

Devloo, M. G. (2008). *Casa Construction, Exterior*. South Carolina, United States: BookSurge Publishing.

Environmental Protection Agency (EPA). (2002a) *Arsenic treatment technologies for soil, waste, and water*. Ohio, United States: Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA 542-R-02-004.

Environmental Protection Agency (EPA). (2002b). *Onsite Wastewater Treatment Systems Manual*. Ohio, United States: Office of Water, EPA 625-R-00-008

Environmental Protection Agency (EPA). (2003). *Voluntary National Guidelines for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems*. Ohio, United States: Office of Water, EPA 832-B-03-001

Jafari, S., & Mostafavi, S. A. (2019). Investigation of nitrogen contamination of important subterranean water in the plain. *MedBioTech Journal*, 3(01), 10-12. <https://doi.org/10.22034/MBT.2019.80826>

Fernández, A., Salas, A. (2002). *Evaluación y revisión de las proporciones recomendadas para mezclas de concreto en obras menores utilizando dos fuentes de agregados nacionales* (Tesis de licenciatura). Cartago, Costa Rica: Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Fenech, C., Rock, L., Nolan, K., Tobin, J., & Morrissey, A. (2012). The potential for a suite of isotope and chemical markers to differentiate sources of nitrate contamination: a review. *Water research*, 46(7), 2023-2041. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.044>

Fetter, C.W. (1999). *Contaminant Hydrogeology*. New Jersey, United States: Prentice-Hall.

Finch, S. D., Radcliffe, D. E., & West, L. T. (2008). Modeling trench sidewall and bottom flow in on-site wastewater systems. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(8), 693-701. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:8\(693\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:8(693))

Ford, M., & Tellam, J.H. (1994). Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. *J. Hydrol.* 156, 101–135. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90074-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90074-4)

Franceys, R., Pickford, J., Reed, R., & World Health Organization (WHO). (1992). *A guide to the development of on-site sanitation*.

Geary, P.M., & Gardner, E.A. (1998) *Sustainable On-site Treatment Systems, Individual and Small Community Sewage Systems*. Michigan, United States: American Society of Agricultural Engineers.

Gerardi, M. H. (2003). *Nitrification and denitrification in the activated sludge process*. New Jersey, United States: John Wiley & Sons.

Gill, L. W., O'lunaigh, N., Johnston, P. M., Misstear, B. D., & O'suilleabhain, C. (2009). Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems. *Water Research*, 43(10), 2739-2749. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.024>

Gross, M.A. (2005). *Wastewater characterization text*. In M.A. Gross, N.E. Deal (Eds.), University curriculum development for decentralized wastewater management. National decentralized water resources capacity development project. Arkansas, United States: University of Arkansas.

Gutiérrez de López, L. (2003). *El concreto y otros materiales para la construcción*. Manizales, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Haug, H. H., Antilla, K., Roine, A. (2006). Módulo Diagramas Eh - pH (Pourbaix), HSC Chemistry (6) [Software]. Recuperado de: <https://www.outotec.com/products/digital-solutions/hsc-chemistry/>

Heatwole, K. K., & McCray, J. E. (2007). Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2), 184-201. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.08.012>

- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). *Wastewater characterization. Biological wastewater treatment: Principles modelling and design*. London, United Kingdom: IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2008). *Biological wastewater treatment*. London, United Kingdom: IWA publishing.
- Holenda, B., Domokos, E., Redey, A., & Fazakas, J. (2008). Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. *Computers & Chemical Engineering*, 32(6), 1270-1278. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2007.06.008>
- Hossain, F. (2010). *Comparison of traditional standard drainfield with innovative B&G treatment bed for nutrient removal from septic tank wastewater* (Doctoral dissertation). University of Central Florida: Florida, United States.
- Hossain, F., Chang, N. B., & Wanielista, M. (2010a). Modeling kinetics and isotherms of functionalized filter media for nutrient removal from stormwater dry ponds. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 29(3), 319-333. <https://doi.org/10.1002/ep.10415>
- Hossain, F., Chang, N. B., Wanielista, M., Xuan, Z., & Daranpob, A. (2010b). Nitrification and denitrification in a passive on-site wastewater treatment system with a recirculation filtration tank. *Water Quality, Exposure and Health*, 2(1), 31-46. <https://doi.org/10.1007/s12403-010-0022-7>
- Hunter, J. V., & Heukelekian, H. (1965). The composition of domestic sewage fractions. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1142-1163.
- Jahangir, M. M., Khalil, M. I., Johnston, P., Cardenas, L. M., Hatch, D. J., Butler, M., ... & Richards, K. G. (2012). Denitrification potential in subsoils: a mechanism to reduce nitrate leaching to groundwater. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 13-23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.015>
- Jenssen, P.D., & Siegrist, R.L. (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. *Water Science and Technology*, 2 (3/4), 83-92.
- Joint Monitoring Programme (JMP). (2000). *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*. Geneva: World Health Organization.
- Katukiza, A. Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C. B., Foppen, J. W. A., Kansime, F. P. N. L., & Lens, P. N. L. (2012). Sustainable sanitation technology options for urban slums. *Biotechnology advances*, 30(5), 964-978. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.02.007>
- Kishida, N., Kim, J. H., Chen, M., Sasaki, H., & Sudo, R. (2003). Effectiveness of oxidation-reduction potential and pH as monitoring and control parameters for nitrogen removal in swine wastewater treatment by sequencing batch reactors. *Journal of bioscience and bioengineering*, 96(3), 285-290. [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(03\)80195-0](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(03)80195-0)

La Gaceta No. 231. (179). Norma Oficial de Especificaciones para los Agregados Finos y Gruesos para Concreto (N° 10854-MEIC) de la Presidencia de la República y el Ministerio de Economía, Industria y Comercio. Recuperado el 08 de septiembre del 2019 de: <http://reventazon.meic.go.cr/informacion/reglamentaciontecnica/10854.pdf>

Larsdotter, K. 2006. *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate*. (Doctoral dissertation). Stockholm, Sweden: Royal Institute of Technology.

Lee, S. M., Min, K. D., Woo, N. C., Kim, Y. J., & Ahn, C. H. (2003). Statistical models for the assessment of nitrate contamination in urban groundwater using GIS. *Environmental Geology*, 44(2), 210-221. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0747-0>

Lee, J. S., & Kim, Y. R. (2009). Performance-based uniformity coefficient of chip seal aggregate. *Transportation Research Record*, 2108(1), 53-60. <https://doi.org/10.3141/2108-06>

León, Ó. P., Porras, Á. C., & Castiblanco, Y. L. V. (2017). Evaluación y comparación del análisis granulométrico obtenido de agregados naturales y reciclados. *Tecnura: Tecnología y Cultura Afirmando el Conocimiento*, 21(53), 96-106. <https://doi.org/10.14483/22487638.8195>

Li, B., & Bishop, P. (2002). Oxidation-reduction potential (ORP) regulation of nutrient removal in activated sludge wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 46(1-2), 35-39. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0452>

Lowe, K. S., Tucholke, M. B., Tomaras, J. M., Conn, K., Hoppe, C., Drewes, J. E., McCray, J. E. & Munakata-Marr, J. (2009). *Influent constituent characteristics of the modern waste stream from single sources*. Virginia, USA: Water Environment Research Foundation.

Lower Colorado River Authority (LCRA). (2014). Water Quality Indicators. In Colorado River Watch Network. Retrieved from: <http://www.lcra.org/water/quality/colorado-river-watch-network/Pages/water-quality-indicators.aspx>

Macias, A., Cuerda, E. M., & Diaz, M. A. (2004). Application of the Rosin–Rammler and Gates–Gaudin–Schuhmann models to the particle size distribution analysis of agglomerated cork. *Materials Characterization*, 52(2), 159-164. <https://doi.org/10.1016/j.matchar.2004.04.007>

Malone, L. J., & Dolter, T. (2008). *Basic concepts of chemistry*. New Jersey, United States: John Wiley & Sons.

Mandal, H. K. (2014). Influence of wastewater pH on turbidity. *International Journal of Environmental Research*. Dev, 4(2), 105-114.

Marfo, A. A. (2014). *Environmental effects of sewage pollution and wastewater effluent quality assessment: A case study of Tema Metropolis, Ghana* (Doctoral dissertation). Acra, Ghana: University of Ghana.

McCray, J., K. Lowe, M. Geza, J. Drewes, S. Roberts, A. Wunsch, D. Radcliffe, J. Amador, J. Atoyan, T. Boving, D. Kalen, & G. Loomis. (2008). *Development of quantitative tools to determine the expected performance of unit processes in wastewater soil treatment units: Literature review*. Virginia, United States: Water Environmental Research Foundation.

McGiveron, L. M. (2009). *Biomat formation in existing on-site wastewater treatment systems as found in the Ingham County Point-of-Sale program*. Michigan, United States: Michigan State University.

McKinley, J. W., & Siegrist, R. L. (2007). The occurrence of humic substances and polysaccharides in soil treatment units used for wastewater reclamation. In *Eleventh Individual and Small Community Sewage Systems Conference Proceedings, 20-24 October 2007, Warwick, Rhode Island* (p. 52). American Society of Agricultural and Biological Engineers. <https://doi.org/10.13031/2013.24024>

Méndez, N., Rodríguez, C., Cruz, N., Laines, J. R. (2010). Los escombros como agregados en la industria de la construcción. *Kuxulkab'*, 16(30), 37-46. <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a16n30.412>

Mihelcic, J. R., Fry, L. M., Myre, E. A., Phillips, L. D., & Barkdoll, B. D. (2009). *Field guide to environmental engineering for development workers: water, sanitation, and indoor air*. Virginia, United States: American Society of Civil Engineers.

Mohan, S. V., Mohanakrishna, G., Reddy, B. P., Saravanan, R., & Sarma, P. N. (2008). Bioelectricity generation from chemical wastewater treatment in mediatorless (anode) microbial fuel cell (MFC) using selectively enriched hydrogen producing mixed culture under acidophilic microenvironment. *Biochemical Engineering Journal*, 39(1), 121-130. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.08.023>

Moncayo, F. H. (2003). *El transporte del oxígeno en el suelo. Relaciones agrofísicas básicas*. Colombia: Universidad de Caldas.

Mucha, Z., & Kułakowski, P. (2016). Turbidity measurements as a tool of monitoring and control of the SBR effluent at the small wastewater treatment plant—preliminary study. *Archives of Environmental Protection*, 42(3), 33-36. <https://doi.org/10.1515/aep-2016-0030>

Myrold, D. D. (2005). Transformations of nitrogen. p. 333-372. In Sylvia D. M., *et al.* (ed.) *Principles and applications of soil microbiology*. New Jersey, United States: Pearson Education.

National Environmental Services Center (NESC). (2005). *Drainfield Rehabilitation*. West Virginia, United States: West Virginia University.

Navarro, A., & Carbonell, M. (2007). Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besòs river basin (Barcelona, Spain). *Journal of Environmental Management*, 85(2), 259-269. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.08.021>

Neha, V., & Mohapatra, S. K. (2017). *Investigation Of Flow Characteristics of Coal and Water Slurry* (Doctoral dissertation). Punjab, India: Thapar University

Nemerow, N. L., Agardy, F. J., Sullivan, P., & Salvato, J. A. (2009). *Environmental Engineering: Water, Wastewater, Soil and Groundwater Treatment and Remediation*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

Occurs, H. T. (2001). *Conventional Gravel-Filled Drainfields Provide Simple, Affordable Treatment*. West Virginia, United States: West Virginia University.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2003). *Cloruro en agua potable: Documento de antecedentes para el desarrollo*. Ginebra, Suiza: Directrices de la OMS para la calidad del agua potable.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2003). *El informe mundial de salud 2003: Dando forma al futuro*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). *Alcanzar el objetivo de ODM de agua potable y saneamiento: El desafío urbano y rural de la década*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud e Informe de UNICEF.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2007). *Carga Ambiental de Enfermedades (Series)*. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.

Patterson, R. A. (2003). *Temporal variability of septic tank effluent. Future directions for on-site systems: Best management practice*. Armidale, Australia: University of New England.

Pap, M., & Mahler, A. (2019). Comparison of Different Empirical Correlations to Estimate Permeability Coefficient of Quaternary Danube Soils. *Periodica Polytechnica Civil Engineering*, 63(1), 25-29. <https://doi.org/10.3311/PPci.13108>

Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045 (2016) AyA-MINAE-MS. Primera edición – San José, Costa Rica. Recuperado de: <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Politica%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf>

Prater, N. J. M., Brye, K. R., Dunn, S., Soerens, T. S., Sharpley, A. N., Mason, E., & Gbur, E. E. (2013). Effluent Storage and Biomat Occurrence among Septic System Absorption Field Architectures in a Typic Fragiudult. *Journal of environmental quality*, 42(4), 1213-1225. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0373>

Prüss-Üstün, A., & Corvalán, C. (2006). *Preventing disease through healthy environments. Towards an estimate of the environmental burden of disease*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Prüss-Üstün, A., Bonjour, S., & Corvalán, C. (2008). The impact of the environment on health by country: a meta-synthesis. *Environmental Health*, 7(1), 7. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-7>

Ramalho, R. S. (1990). *Tratamiento de aguas residuales*. Bogota, Colombia: Reverté.

- Rhoades, J. D., Raats, P. A. C., & Prather, R. J. (1976). Effects of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 40(5), 651-655. <https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000050017x>
- Robertson, W. D. (2012). Phosphorus retention in a 20-year-old septic system filter bed. *Journal of environmental quality*, 41(5), 1437-1444. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0427>
- Rosales, E. (2014). *Tanques sépticos: Conceptos Teóricos base y aplicaciones (Detalles que se han olvidado o la práctica ha venido tergiversando)*. Cartago, Costa Rica: Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Rosin, P., & Rammler, E. 1934. The laws governing the fineness of powdered coal. *Journal of the Institute of Fuel*, 7: 29.
- Sheets, K. R., & Hendrickx, J. M. (1995). Noninvasive soil water content measurement using electromagnetic induction. *Water resources research*, 31(10), 2401-2409. <https://doi.org/10.1029/95WR01949>
- Spellman, F. R., & Drinan J. (2003). *Wastewater Treatment Plant Operations Made Easy: A Practical Guide for Licensure*. Pennsylvania, United States: DEStech Publications, Inc.
- Saha, U. K., Sonon, L., & Kissel, D. E. (2012). Comparison of Conductimetric and Colorimetric Methods with Distillation–Titration Method of Analyzing Ammonium Nitrogen in Total Kjeldahl Digests. *Communications in soil science and plant analysis*, 43(18), 2323-2341. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.708081>
- Sydney Catchment Authority (SCA). (2011). *Design and installation of on-site waste water systems*. Sydney, Australia: SCA.
- Svenningsen, H., Henriksen, T., Priemé, A., & Johnsen, A. R. (2011). Triclosan affects the microbial community in simulated sewage-drain-field soil and slows down xenobiotic degradation. *Environmental pollution*, 159(6), 1599-1605. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.052>
- Thompson MY, Brandes D, Kney AD. (2012). Using electronic conductivity and hardness data for rapid assessment of stream water quality. *Journal of Environmental Management*, 104(1),152–7. [https://doi.org/10.1061/41114\(371\)346](https://doi.org/10.1061/41114(371)346)
- Ubani, C. E., Ani, G. O., & Womiloju, T. T. (2018). Permeability Estimation Model from Grain Size Sieve Analysis: Data of Onshore Central Niger Delta. *European Journal of Engineering Research and Science*, 3(12), 119-125. <https://doi.org/10.24018/ejers.2018.3.12.503>
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water research*, 39(1), 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.026>
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2006). Potential nitrate leaching to groundwater from house building. *Hydrological Processes*, 20(9), 2077-2081. <https://doi.org/10.1002/hyp.6143>

Wang, S., Zheng, W., Currell, M., Yang, Y., Zhao, H., & Lv, M. (2017). Relationship between land-use and sources and fate of nitrate in groundwater in a typical recharge area of the North China Plain. *Science of the Total Environment*, 609, 607-620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.176>

Wanielista, M., & Chang, N. B. (2008). *Alternative stormwater sorption media for the control of nutrients*. Orlando, United States: University of Central Florida.

Water Environment Research Foundation (WERF). (2008). *Factors affecting the performance of primary treatment in onsite wastewater systems*. Virginia, United States: Water Environment Research Foundation.

Wilhelm, S. R., Schiff, S. L., & Cherry, J. A. (1994). Biogeochemical evolution of domestic wastewater in septic systems: 1. Conceptual model. *Groundwater*, 32(6), 905-916. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1994.tb00930.x>

Withers, P. J., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 123-130. <https://doi.org/10.1890/130131>

Woodson, R. D. (2010). *Builder's guide to wells and septic systems*. New York, United States: McGraw Hill Professional.

World Health Organization and United Nations Children's Fund (WHO, & UNICEF). (2000). *Global water supply and sanitation assessment 2000 report*. Geneva, Switzerland: World Health Organization (WHO).

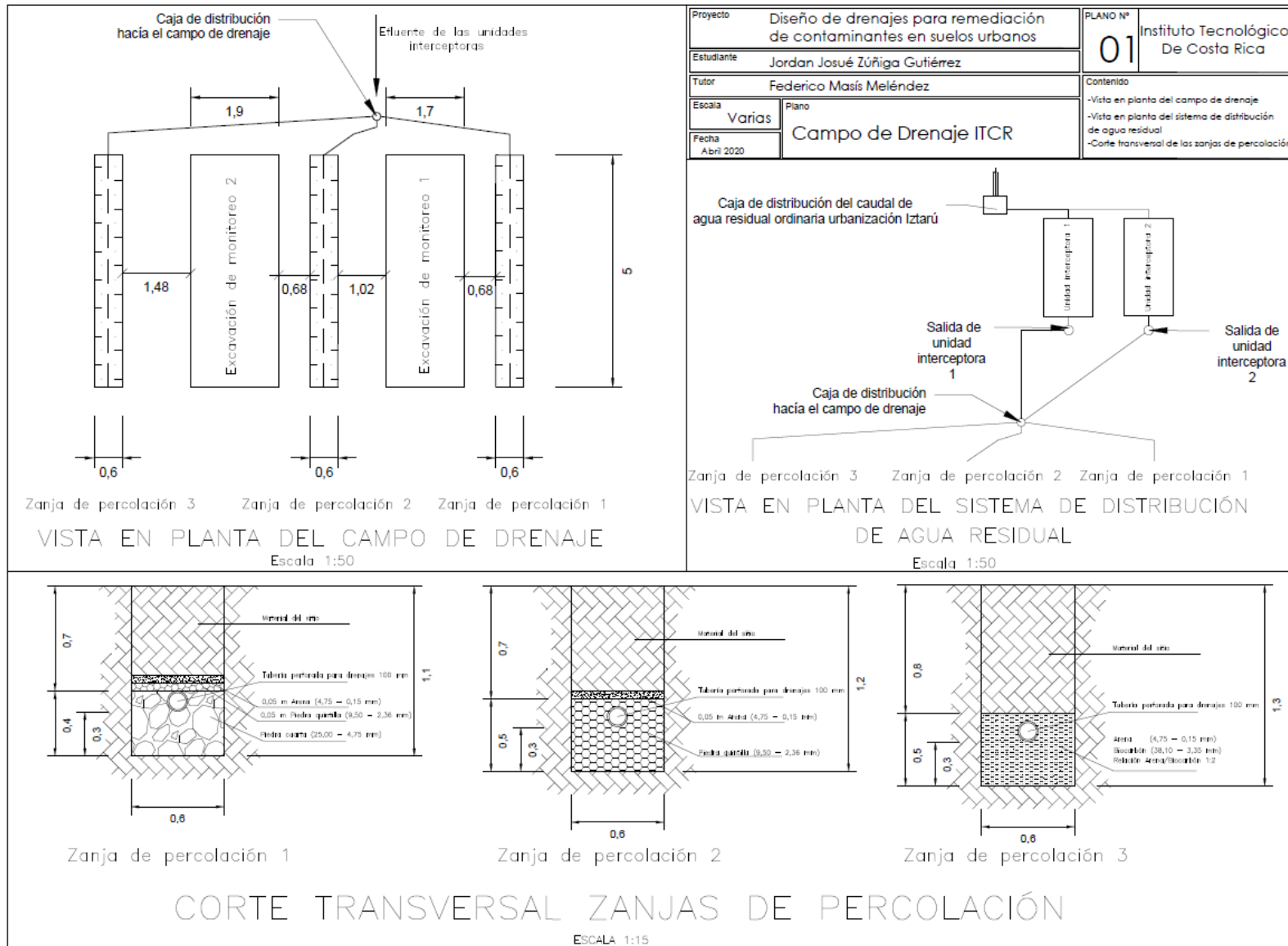
WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO.

WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París, UNESCO.

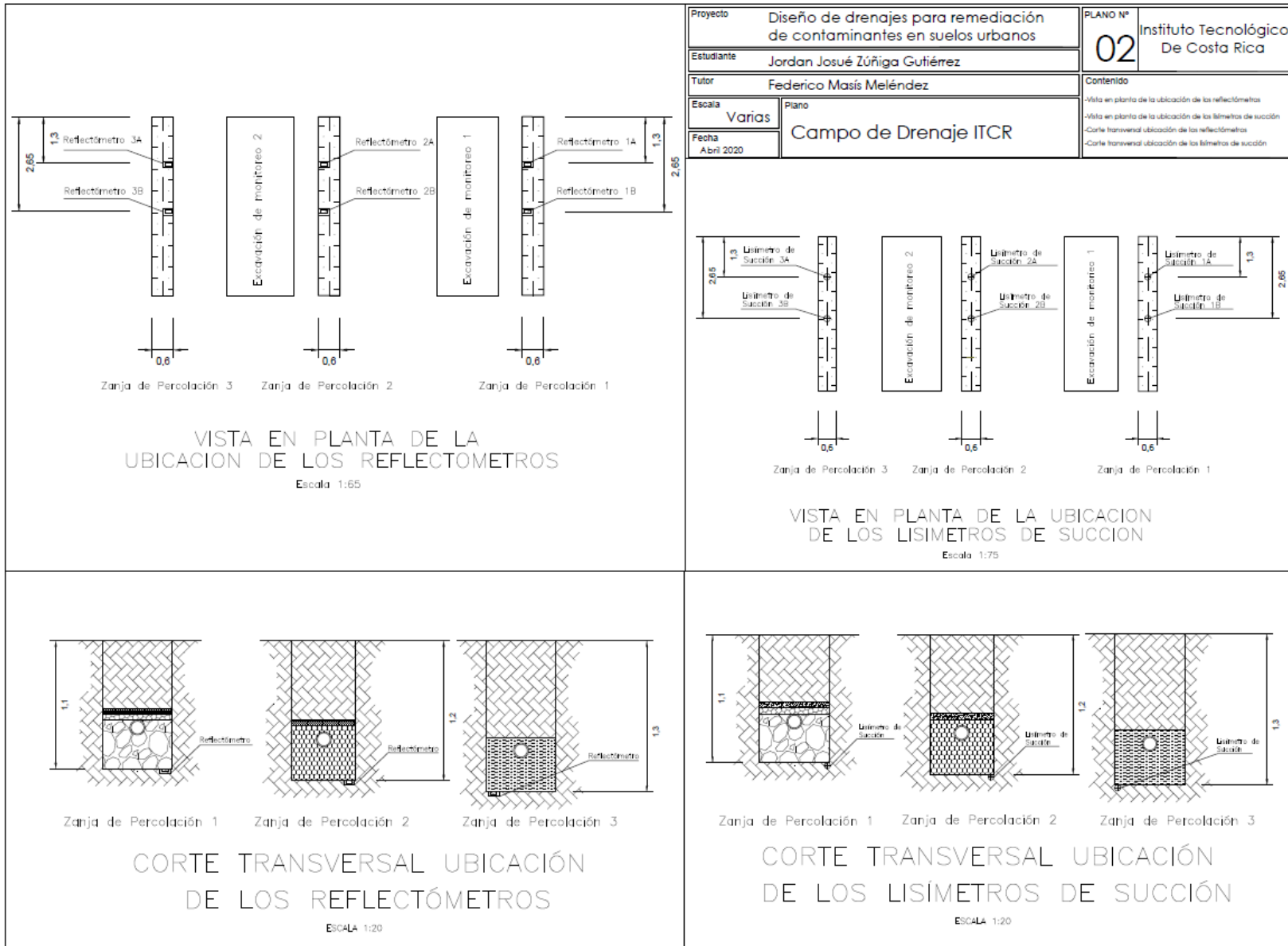
Xuan, Z., Chang, N. B., Daranpob, A., & Wanielista, M. (2009). Initial test of a subsurface constructed wetland with green sorption media for nutrient removal in on-site wastewater treatment systems. *Water Quality, Exposure and Health*, 1(3-4), 159. <https://doi.org/10.1007/s12403-009-0015-6>

9. APÉNDICES

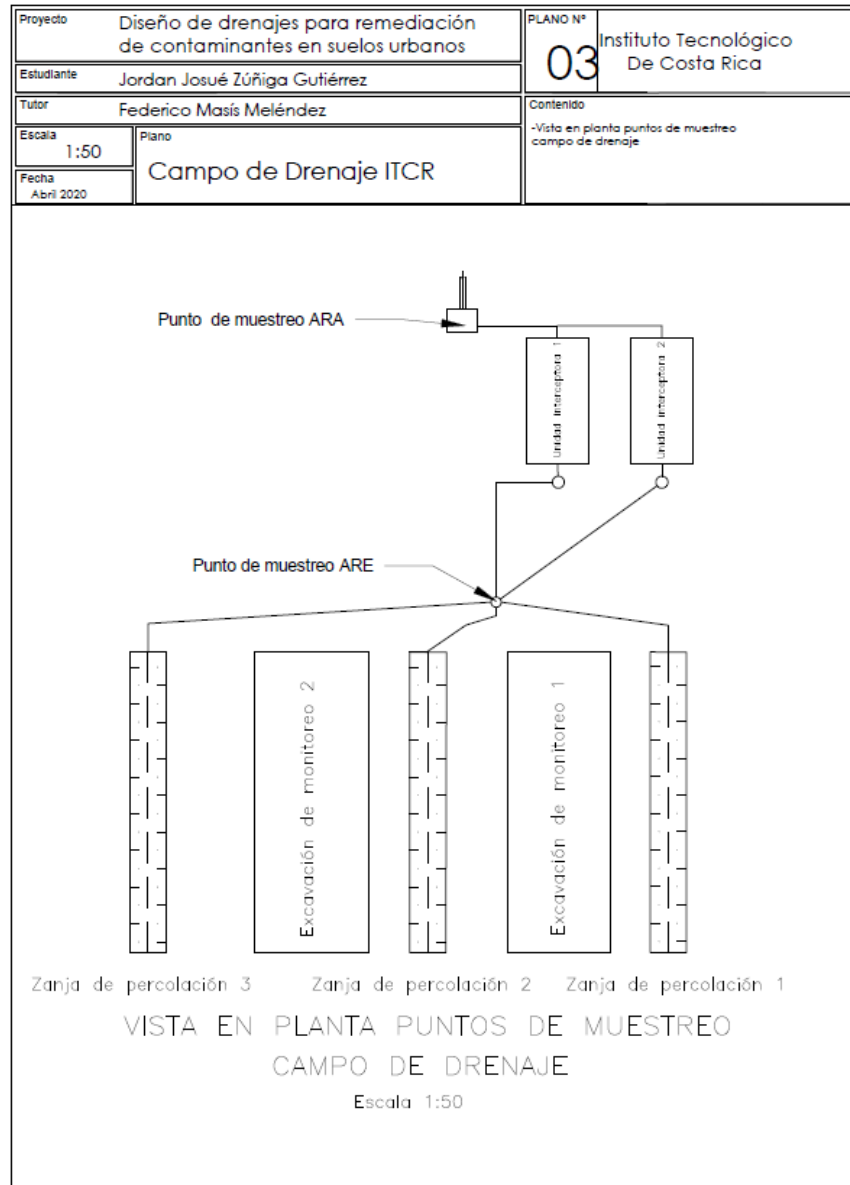
Apéndice I: Plano 01 (Con el hipervínculo podrá acceder al material original y completo de cada apéndice, esto en la plataforma de Google Drive)



Apéndice II: Plano 02



Apéndice III: Plano 03



Apéndice IV: Herramienta criterios de diseño de drenajes.

Autoguardado | Herramienta Criterios de Diseño Drenajes - Guardado | Jordan Josué Zúñiga Gutiérrez

Archivo Inicio Insertar Disposición de página Fórmulas Datos Revisar Vista Ayuda Acrobat Buscar

Portapapeles Fuente Alineación Número Estilos Celdas Edición Ideas

L11

TEC Tecnológico de Costa Rica		<i>Carrera de Ingeniería Ambiental</i>	
Fecha:			
Proyecto			

Información del Proyecto			
Provincia		Distrito	
Cantón		Teléfono	
Encargado		Correo	

Información General | Parámetros y Evaluación | Costos

10. ANEXOS

Anexo I: ¿Cómo realizar pruebas de percolación? (Adaptado de Rosales, 2014)

Se deben de tener en cuenta las siguientes consideraciones en caso de que se deseen construir sistemas de tratamiento sépticos *in situ*:

1. Contar con capacidad en el terreno, para recibir el efluente de agua residual que la vivienda o edificación producirá. Así como, el nivel subterráneo de agua, propio del sitio, se encuentre por lo menos 2 metros más profundo que el fondo propuesto para el campo de drenaje a utilizar.
2. Dimensionar el tanque séptico de acuerdo con la producción de agua residual, tomando en cuenta su función de sedimentador, de unidad para la biodigestión y para el almacenamiento de lodos. Los tanques deben ser impermeables, herméticos y tener colocadas también en forma correcta las zonas de entrada y salida. Si los tanques están contruidos de concreto, es importante proteger el cemento del deterioro que le pueden provocar las aguas en tratamiento.
3. Establecer la necesidad de dar mantenimiento al sistema. Se debe de contar con el procedimiento correcto para remover y luego dar tratamiento a los lodos que periódicamente se producen (de acuerdo con las dimensiones y cantidad de contribuyentes) o contratar a un profesional que pueda proveer ese tipo de servicios, y no simplemente extraer los lodos para disponerlos en lugares inadecuados. No realizar en forma correcta la operación y el mantenimiento, hará que se pierdan los cuidados enfatizados en los puntos 1 y 2. Además afectara directamente el funcionamiento de las zanjas de percolación y el campo de drenaje.
4. Tomar en cuenta aspectos culturales. Por razones de la modernidad, ahora se acostumbra a utilizar “mayores” volúmenes de agua, solo en el fin de semana (*e.g.*, concentración en el lavado de ropa, lavado de los baños, uso de la tina en el baño). Y esa situación, de mucha agua en un tiempo muy corto, hace que el proceso de tratamiento se distorsione, porque se provocan “lavados” o expulsión de los microorganismos del tanque. Si esto ocurre en el sistema contemplado, se deben tener sistemas adicionales y separados para el tratamiento de solo las aguas grises.

Procedimiento para realizar las pruebas de percolación:

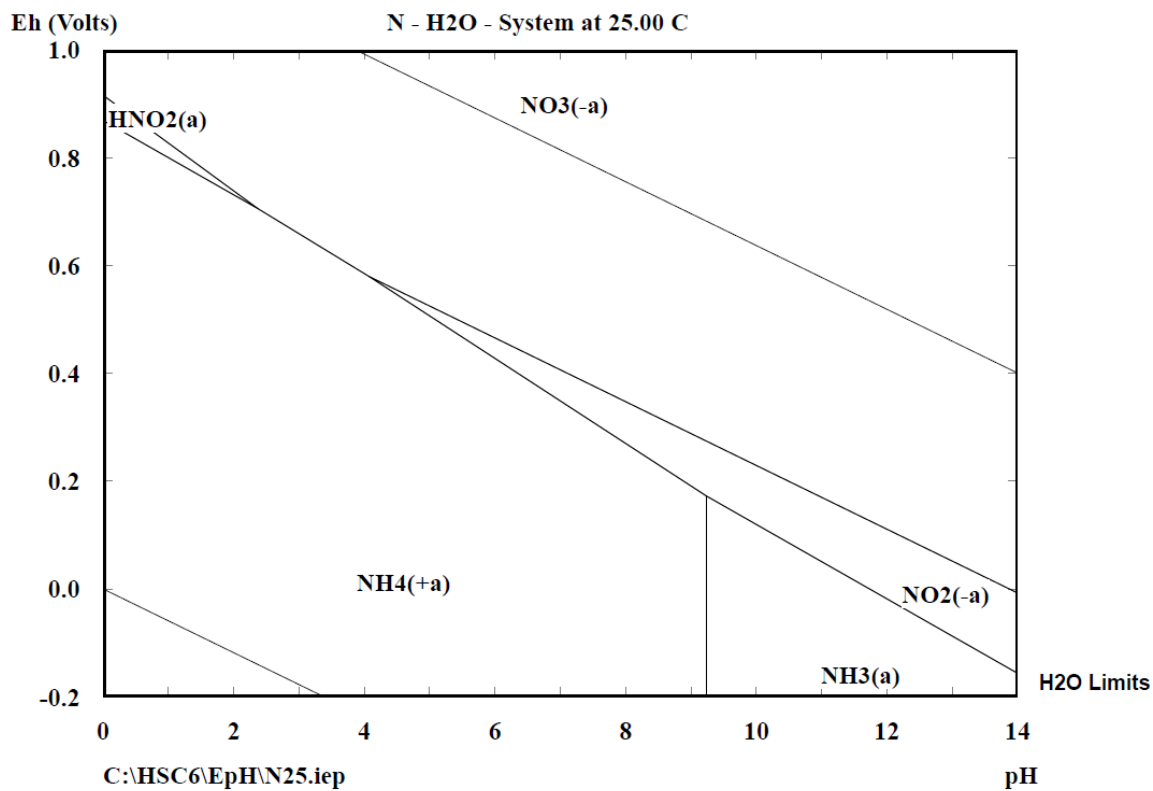
A continuación, se presenta el procedimiento para realizar las pruebas de percolación en campo:

- A. *Número y localización de los agujeros para la prueba:* El número de agujeros está asociada al tipo de proyecto, su importancia y características únicas del sitio y el proyecto como el volumen de agua por percolar, el tamaño del terreno disponible y la precisión y exactitud que se desee tener para los diseños.
- Para un proyecto de viviendas, la cantidad de agujeros y su distribución debe ser representativa del área a utilizar para construir el campo de drenaje para el proyecto y no se deben separar en más de 30 metros o una distancia que se considere alta para el área de construcción esta debe ser representativa de la capacidad del suelo para

recibir agua de manera que el sistema no colapse durante su uso, es importante resaltar que el suelo es una matriz heterogénea por lo que un número adecuado de agujeros en las zonas críticas ayudaran a realizar un diseño acorde a la necesidad del proyecto. Para el caso de viviendas unifamiliares y que cuenten con poca área de terreno, es conveniente la realización de una a dos pruebas.

- B. *Tipo de agujero:* Esta etapa se divide en dos, primero se hace una “gaveta” y luego se hace el agujero para la prueba. La gaveta se excava de 80 centímetros a 1 metro de ancho. La construcción debe permitir que una persona pueda inclinarse y hacer las correspondientes lecturas de profundidad de agua; esta excavación se debe de realizar con una profundidad que coincida con el fondo de la zanja para ser representativa de la tasa de percolación real del sistema de tratamiento, por lo que sí la profundidad máxima de la zanja con respecto al nivel del terreno es de un 1 metro (normalmente entre 0,60 metros y 1,10 metros) esta debe ser la profundidad de la gaveta también. En un extremo de la gaveta, no en el centro, se perfora el agujero de prueba de 10 a 30 centímetros de diámetro, con una profundidad adicional mínima de 50 centímetros. La perforación se puede realizar con un barreno manual o mecánico, así como con la ayuda de una macana.
- C. *Preparación del agujero de prueba:* Se raspa cuidadosamente el fondo y las paredes del agujero perforado con el filo de un cuchillo o un instrumento punzocortante, para remover cualquier superficie de subsuelo trabajado y proporcionar una interfase natural del suelo en el cual pueda filtrarse el agua. Se retira todo material suelto del agujero; se agregan 5 centímetros de arena gruesa, grava fina o piedra quintilla para proteger el fondo contra socavaciones y sedimentos. Se registra el tipo de suelo que se extrae del agujero realizado y se caracteriza. Lo anterior para tomar en cuenta otras posibles condiciones filtrantes del sitio.
- D. *Saturación y expansión del suelo:* Para asegurar una completa saturación y expansión del suelo, se mantiene el agujero de prueba lleno de agua durante un período conveniente de 24 horas consecutivas, previo a la prueba y la toma de lecturas. La saturación del suelo es muy importante porque los sistemas de percolación deben funcionar correctamente en las épocas de lluvia y con la saturación se simula esta condición y se toma en cuenta el escenario más crítico de esta manera.
- E. *Medición de la tasa de filtración:* Pasado el período de saturación, indicado en el punto anterior, se ajusta la profundidad del agua a por lo menos 15 centímetros sobre la grava o arena gruesa colocada en el fondo. Desde un punto de referencia fijo, se mide el nivel de agua a intervalos de 30 minutos durante un período entre 2 y 4 horas, añadiendo agua sobre la grava cuando sea necesario (se agrega agua cuantas veces se requiera dentro del período establecido para la toma de datos).
- F. *Obtención de datos para definir la tasa de infiltración al subsuelo:* La diferencia de lecturas, al inicio y al final del último período de 30 minutos, es la que se utiliza para definir la tasa de infiltración (T), la cual se expresa generalmente en minutos/cm. Se recomienda obtener un promedio de todas las lecturas realizadas y comparar con el dato obtenido en el último periodo para observar si pudieran presentarse diferencias significativas atribuidas a errores cometidos durante las lecturas o a una posible deficiente saturación previa.

Anexo II: Diagrama de E_h-pH del programa HSC Chemistry (6) Plantilla



ELEMENTS	Molality	Pressure
N	4.000E+00	1.000E+00

Anexo III: Datos utilizados para elaborar los diagramas de E_h-pH en el programa OriginLab

	<i>X1 (pH)</i>	<i>Y1 (Eh)</i>	<i>X2 (pH)</i>	<i>Y2 (Eh)</i>
<i>Formación de O2</i>	14,0000	0,4006	3,8677	1,0000
<i>Formación de H2</i>	0,0000	0,0000	3,3809	-0,2000
<i>HNO2(a)</i>	0,0000	0,9159	2,3697	0,7057
<i>HNO2(a)</i>	2,3697	0,7057	0,0000	0,8692
<i>HNO2(a)</i>	0,0000	0,8692	0,0000	0,9159
<i>NH3(a)</i>	14,0000	-0,1563	9,2371	0,1724
<i>NH3(a)</i>	9,2371	0,1724	9,2371	-0,2000
<i>NH3(a)</i>	14,0000	-0,1563	14,0000	-0,2000
<i>NH3(a)</i>	14,0000	-0,2000	0,0000	-0,2000
<i>NH4(+a)</i>	9,2371	-0,2000	9,2371	0,1724
<i>NH4(+a)</i>	9,2371	0,1724	4,0717	0,5798
<i>NH4(+a)</i>	4,0717	0,5798	2,3698	0,7057
<i>NH4(+a)</i>	2,3698	0,7057	0,0000	0,8692
<i>NH4(+a)</i>	0,0000	-0,2000	0,0000	0,8692
<i>NO2(-a)</i>	14,0000	-0,0075	4,0717	0,5798
<i>NO2(-a)</i>	4,0717	0,5798	9,2371	0,1724
<i>NO2(-a)</i>	9,2371	0,1724	14,0000	-0,1563
<i>NO2(-a)</i>	14,0000	-0,0075	14,0000	-0,1563
<i>NO3(-a)</i>	14,0000	-0,0075	4,0717	0,5798
<i>NO3(-a)</i>	4,0717	0,5798	2,3697	0,7057
<i>NO3(-a)</i>	2,3697	0,7057	0,0000	0,9159
<i>NO3(-a)</i>	0,0000	0,9159	0,0000	1,0000
<i>NO3(-a)</i>	0,0000	1,0000	14,0000	1,0000
<i>NO3(-a)</i>	14,0000	1,0000	14,0000	-0,0075

<i>Especies</i>	<i>Delta G a 25 Grados Celsius (kca/mol)</i>
HNO2(a)	-12,058
NH3(a)	-6,375
NH4(+a)	-18,977
NO2(-a)	-7,664
NO3(-a)	-26,489

<i>Parámetros H2O</i>	
Temperatura	25,000
Constante Dieléctrica	78,382
Delta G Celsius (kca/mol)	-56,678