

LA DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE PEQUEÑAS POBLACIONES MEDIANTE INFILTRACION DIRECTA EN EL TERRENO

FUNDAMENTOS Y CASOS PRACTICOS

Editor:
Luis Moreno Merino



Serie: **HIDROGEOLOGIA Y AGUAS SUBTERRANEAS**

Autores: Luis Moreno Merino
M^a Angeles Fernández Jurado
Juan Carlos Rubio Campos
José María Calaforra Chordi
Juan Antonio López Geta
Jesús Beas Torroba
Gemma Alcaín Martínez
José Manuel Murillo Díaz
José Antonio Gómez López

La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno /L. Moreno, ed. - Madrid: Instituto Geológico y Minero de España, 2003. 168 p., 42 map. color, 24 cm. - (Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas N° 4) I.S.B.N.: 84-7840-464-3

FOTO DE PORTADA:

Vista de las instalaciones experimentales de depuración de aguas residuales urbanas, mediante infiltración directa sobre el terreno, situadas en Dehesas de Guadix (provincia de Granada).

Ninguna parte de este libro puede ser reproducida o transmitida en cualquier forma o por cualquier medio, electrónico o mecánico, incluido fotografías, grabación o por cualquier sistema de almacenar información sin el previo permiso escrito del autor y editor.

Los autores de las fotografías son: Silvinio Castaño, Luis Moreno y Pedro Nieto.

©INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPANA Rios Rosas, 23 28003
Madrid www.igme.es

NIPO: 405-02-029-9
ISBN: 84-7840-464-3

Depósito Legal: M - 00000 - 2002

Fotocomposición: Inforama, S A Príncipe de Vergara, 210 28002 MADRID
Imprime: Iberdraphi 2002, S L L Mar Tirreno, 7 bis. 28830 SAN FERNANDO DE HENARES Madrid

Queremos expresar nuestro agradecimiento a la Dra. Da Montserrat Zamorano Toro, del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada, y al Dr. D. Miguel Angel Gómez Nieto, del Instituto del Agua de la Universidad de Granada, por su cuidadosa revisión de la obra y por las numerosas sugerencias que han permitido mejorar notablemente su contenido.

También agradecer a D. Francisco Serrano Pertiñez de la Diputación Provincial de Granada, a D. José Luis Hidalgo Cano (ALDOSA) y D. Manolo Hidalgo Cano (Asfaltos Jaén) por su colaboración en la construcción de las instalaciones experimentales y sistema de control de las aguas subterráneas. A D. Fernando Urbano Jiménez, D. Cristóbal Alarcos, D. José Sánchez Jiménez y D. José Zúñiga Gómez por su participación en diversas fases de la construcción y diseño del modelo experimental y muy especialmente a D. Franciso Gómez Rodríguez secretario del ayuntamiento de Dehesas de Guadix por los datos climatológicos aportados sin los cuales no hubiera sido posible nuestro trabajo.

La presente publicación se ha realizado en el marco del convenio establecido entre el IGME y la Diputación Provincial de Granada. Los trabajos de investigación y desarrollo y la información básica empleada para su elaboración, han sido generados en el proyecto de investigación titulado: "Investigación del impacto sobre el medio ambiente de la técnica de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Empleo de un modelo experimental a escala real y simulación matemática" proyecto REM 2001039HID, financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología.

1. INTRODUCCION.	9
2. LOS MÉTODOS NATURALES DE DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	13
2.1 Tratamiento mediante aplicación directa en el terreno.....	14
Filtro verde.....	14
Infiltración rápida.....	16
Escorrentía superficial.....	17
Lechos de turba.....	17
Lechos de arena.....	18
2.2 Métodos acuáticos.....	19
Lagunas.....	19
Humedales.....	21
Cultivos acuáticos.....	23
2.3 Comparación de las características de los sistemas naturales de depuración de aguas residuales urbanas.....	23
3 LA INFILTRACION DIRECTA EN EL TERRENO. CALCULO DE LAS DIMENSIONES DE LAS INSTALACIONES	29
3.1 Introducción.....	29
¿Qué es la infiltración rápida?.....	30
¿Cuáles son los objetivos de un sistema de infiltración rápida?.....	32
¿Qué niveles de depuración son esperables?.....	32
¿Cuándo es adecuada la IR como sistema de depuración de ARU?.....	32
3.2 Estudios necesarios para el diseño de un sistema de depuración de ARU mediante IR.....	35
3.2.1 Ubicación física de las instalaciones.....	38
3.2.2 Composición de las aguas residuales a tratar.....	41
3.3.3 Características climatológicas (termo-pluviometría, viento, evapotranspiración).....	42
3.2.4 Características físicas, químicas e hidráulicas del suelo que constituye El lecho filtrante.....	43
a) Características físicas.....	46
b) Características químicas.....	50
c) Evaluación de los resultados.....	52

3.2.5. Características hidráulicas del sistema suelo-zona no saturada.....	53
a) Medida de la capacidad de infiltración superficial	54
b) Determinación de la capacidad de infiltración mediante infiltrometría de doble anillo	55
c) Ensayos de inundación	59
d) Simuladores de lluvia	61
e) Medida de la conductividad hidráulica vertical	61
f) Ensayos de infiltración	62
g) Predicción de la altura que alcanza el agua infiltrada sobre un estrato restrictivo.....	62

4 METODOLOGIA DE DISEÑO DE LOS SISTEMAS DE DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE INFILTRACION DIRECTA EN EL TERRENO

4.1 Distribución espacial de la superficie de infiltración.....	65
4.2 Selección del método de distribución del agua residual	65
Sistemas de aspersión.....	66
Tuberías de reparto.....	66
4.3 Cálculo del área de infiltración en función de la carga hidráulica a aplicar.	67
Determinación de la carga hidráulica.....	67
Cálculo de la superficie de infiltración.....	68
Elección del ciclo operativo.....	70
Caudal diario de aplicación.....	74
Cálculo del flujo subsuperficial y de la altura del agua subterránea acumulada bajo las balsas.....	74
Configuración de las balsas y programa de aplicación de las aguas residuales.....	76
Problemas de diseño en climas fríos.....	76
Diseño de las balsas de infiltración.....	77
Diseño de los elementos físicos.....	78
Estructura de entrada, distribución y transferencia de agua.....	79
Control del flujo.....	79
4.4 Construcción del sistema.....	79
Las superficies de infiltración en las balsas.....	79
Movimientos de tierra.....	81
Construcción de surcos y caballones.....	82
Construcción de diques.....	82
Control del flujo subsuperficial y subterráneo.....	82
Consideraciones finales para la construcción de un sistema de infiltración directa.....	83

5	MANTENIMIENTO DE LOS SISTEMAS DE INFILTRACION RAPIDA.....	85
5.1	Programación de los vertidos.....	85
5.2	Mantenimiento de las superficies de infiltración.....	87
5.3	Rendimientos obtenidos en la depuración.....	88
	Sólidos disueltos y en suspensión.....	89
	Nitrógeno.....	90
	Fósforo.....	95
	Elementos traza (metales pesados, boro, flúor).....	95
	Sustancias orgánicas en concentraciones traza.....	98
	DBO ₅	100
	Microorganismos.....	101
6	ASPECTOS AMBIENTALES.....	103
6.1	Introducción.....	103
6.2	Selección del emplazamiento.....	104
6.3	Diseño del proyecto.....	105
6.4	Ejecución de las obras.....	107
6.5	Funcionamiento.....	108
6.6	Abandono.....	110
7	EXPERIENCIA EN ESPAÑA Y OTROS PAISES.....	113
7.1	Experiencia en otros países.....	113
7.2	Experiencia en España.....	122
	7.2.1 El modelo experimental de Dehesas de Guadix.....	122
	7.2.2 La experiencia de Mazagón.....	147
8	GLOSARIO.....	151
9	BIBLIOGRAFIA.....	161

1 INTRODUCCIÓN

Hace unos veinte años, un científico norteamericano llamado Herman Bouwer, acuñó el término geodepuración (geopurification) para referirse al conjunto de procesos mediante los cuales los contaminantes presentes en el agua residual urbana son eliminados, inactivados o inmovilizados al ponerse en íntimo contacto con un medio natural, como es el suelo. No obstante ya desde el comienzo de la agricultura, el uso de aguas residuales para el riego ha sido una eficaz forma de reciclado de nutrientes y de reutilización del agua doméstica. Sin embargo, la concentración de la población en las ciudades ha traído consigo la acumulación de los vertidos en unos pocos puntos singulares y la dificultad de deshacerse de ellos de forma eficaz y segura mediante los métodos tradicionales, que no son capaces de admitir las elevadas cargas puntuales de agua residual que incluso una población relativamente pequeña produce en determinados momentos.

La idea de utilizar el suelo como medio depurador de las aguas residuales procedentes de las ciudades data de la antigüedad clásica. El historiador griego Heródoto (484-425 a.C.) dejó escrito, que en Babilonia, el agua residual, en lugar de evacuarla a un río, se canalizaba a un sumidero donde decantaba y sedimentaba. Tras esta fase inicial de depuración, el agua, una vez liberada de las partículas más groseras, se filtraba en formaciones permeables.

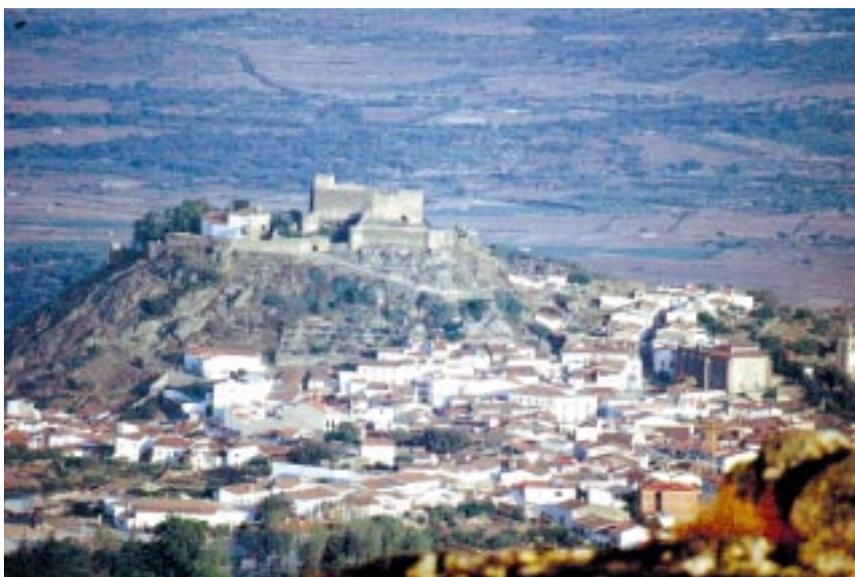


Foto 1.1. Los vertidos producidos por pequeñas poblaciones en las que no existen industrias, son completamente biodegradables, por lo que pueden ser tratados por métodos sencillos reduciendo su impacto ambiental al mínimo.

Esta forma natural de resolver los problemas higiénicos de las ciudades se transmitió al pueblo heleno, que implantó y utilizó un sistema similar como vía de eliminación de las aguas domésticas de la ciudad de Atenas. La colonización romana, que trajo consigo la construcción de cloacas y el desagüe de aguas negras a los ríos, acabó con un procedimiento capaz de depurar y reintegrar en la naturaleza aguas contaminadas, pero que comenzaba a ser insuficiente al ser las ciudades cada vez más grandes.

Más de dos mil años tuvieron que transcurrir para que a finales del siglo XIX, concretamente en 1898, en Fresno County, California, se retomara la idea de utilizar el suelo como elemento capaz de depurar el agua residual de forma eficaz. No obstante, las grandes experiencias americanas se inician en la década de 1960. De esa época datan los primeros estudios que evalúan la viabilidad de construir una barrera de inyección con agua residual altamente tratada en el acuífero de Magothy (Long Island, Nueva York), o el proyecto de Flushing Meadows (Phoenix, Arizona) que es quizá, la experiencia más importante realizada en los Estados Unidos para investigar la acción depuradora del suelo.

En la actualidad, el país con el plan de aprovechamiento de aguas residuales más ambicioso es Israel. Su programa tecnológico más conocido es el denominado proyecto de reutilización de las aguas residuales de la región de Dan, que tiene como finalidad el tratamiento de las mismas, la recarga y el almacenamiento del efluente tratado en un acuífero y su reutilización posterior en las explotaciones agrícolas del Negev. Aunque este proyecto es el más elogiado, el éxito del plan se fundamenta en otra serie de proyectos, tecnológicamente más sencillos, que contemplan la depuración parcial en lagunas artificiales y la inmediata utilización del efluente en regadío.

Europa no ha mostrado hasta la fecha un excesivo interés por aplicar esta técnica natural de depuración. Francia es la nación donde se han construido un mayor número de instalaciones, aunque con la particularidad de no realizar la infiltración directamente sobre el terreno, sino sobre filtros de arena. Además, en las experiencias realizadas hasta la fecha, siempre se ha empleado agua residual con un alto grado de depuración consistente generalmente en un tratamiento secundario o terciario; se persigue de esta forma más el efecto almacén en el acuífero, que el de depuración.

Un problema, una solución

En nuestro país, las poblaciones pequeñas, de menos de 20.000 o 25.000 habitantes, pero muy especialmente las que cuentan sólo con algunos cientos o miles de habitantes, se encuentran ante el grave problema de la eliminación de sus efluentes líquidos.

En primer lugar hay que considerar la necesaria adaptación a la Directiva Comunitaria 91/271, que obliga a cumplir un estricto calendario según el cual en el año 2005 todas las poblaciones mayores de 2.000 habitantes deberán dar a sus aguas residuales al menos un tratamiento primario, cuando no secundario si se asientan sobre zonas clasificadas como sensibles. Por otro lado en la Ley 7/1985 de 2 de abril de Bases del Régimen Local se establece textualmente que: "la depuración es un proceso técnico, administrativo y económico que asumen como competencia los ayuntamientos". Esta situación deja a los



Foto 1.2 La ganadería intensiva plantea un problema similar a la concentración de la población humana, la producción de vertidos se produce en un espacio restringido y los métodos naturales de depuración no bastan para garantizar la calidad ambiental necesaria en el punto de vertido o su área de influencia.

pequeños ayuntamientos ante la paradoja de estar obligados a depurar, pero sin los medios económicos ni técnicos necesarios para ello.

Por otro lado, la instalación de sistemas tradicionales de depuración (lagunaje, fangos activos, lechos bacterianos) es económicamente inabordable para pequeñas poblaciones, y la tecnología blanda, fundamentalmente filtros verdes, tiene unos requerimientos de espacio que en la mayoría de las ocasiones suponen un obstáculo insalvable. Además, no hay que olvidar el inconveniente de la parada invernal en el ciclo vegetativo de los chopos, que es el cultivo más extendido en este tipo de instalaciones, lo cual supone un largo tiempo de inactividad –o al menos de muy bajo rendimiento- del filtro.

La solución para este difícil problema pasa por encontrar un sistema de eliminación de aguas residuales urbanas que garantice una depuración suficiente y cuyo costo de instalación y mantenimiento sean abordables por pequeños municipios de exiguo presupuesto, pues está demostrado que el empleo en estas situaciones de tecnologías de depuración de características sofisticadas, cuya construcción exige grandes inversiones económicas, conduce al abandono en el instante en el que se producen los primeros problemas técnicos. Además, no hay que olvidar que el consumo de energía y productos químicos encarecen sensiblemente el mantenimiento de este tipo de instalaciones.

Así pues, resulta evidente que los pequeños núcleos de población precisan de una tecnología de depuración de aguas residuales sostenible y que, en la medida de lo posible,

haga uso de la capacidad de depuración del medio natural. El suelo natural tiene unos límites ecológicos suficientemente amplios para depurar los residuos generados por una población dispersa o concentrada en pequeñas localidades, siempre que los vertidos generados sean totalmente biodegradables y la relación habitante equivalente/superficie de filtro sea la adecuada.

Además, como es preciso garantizar la protección del destino final del efluente, que en estos sistemas es el acuífero, el espesor y naturaleza de la zona no saturada se revela como el factor limitante de mayor importancia. Esto restringe en España la aplicación de la técnica a poblaciones de hasta unos cuatro o cinco mil habitantes. Sin embargo, el problema se agrava cuando se tienen en consideración las limitaciones impuestas por el propio medio receptor, cuya permeabilidad debe ser mayor de 60 cm/día, el contenido en arcillas inferior al 10% y la distancia al nivel freático superior a 3 metros.

En nuestro país ya existen o se están construyendo gran número de plantas de depuración de aguas residuales. Éstas han sido diseñadas para cumplir la normativa actual que sólo exige una disminución hasta límites determinados del contenido en ciertas sustancias en las aguas una vez depuradas (sólidos en suspensión, DBO₅). Además, esta normativa recoge unos límites máximos para cada contaminante por separado, sin contemplar los efectos que puede causar su acción conjunta aún cuando se encuentren en sus límites máximos individuales permitidos por la legislación.

No obstante, el impacto sobre el ambiente de los efluentes depurados, los crecientes problemas de contaminación de las aguas continentales, así como la cada vez más exigente legislación europea y, como consecuencia, el de la legislación estatal, requieren el desarrollo y aplicación de nuevas tecnologías de tratamiento que permitan una mayor reducción de los contaminantes que la legislación actual no contempla, o lo hace de forma más somera, como ocurre con los nutrientes.

Para conseguir un efluente de alta calidad que pueda ser vertido al medio sin causar problemas, es necesario recurrir a la utilización de los denominados sistemas terciarios o avanzados de depuración. Sin embargo, en nuestro país, estos sistemas aún están poco desarrollados y su elevado coste los hace económicamente inviables en muchos casos.

A la vista de esta situación, los métodos naturales de tratamiento de aguas residuales urbanas se presentan como una alternativa de bajo coste y, en principio, de menor impacto sobre el medio que los sistemas convencionales; con el beneficio añadido de no tener que buscar donde verter el efluente una vez depurado, ya que en los métodos naturales de tratamiento de aguas residuales urbanas, el agua se depura en el propio medio receptor, que a la vez puede servir como sistema de almacenamiento.

2 LOS MÉTODOS NATURALES DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Se presenta en este capítulo una visión general de los sistemas naturales de depuración más empleados en la actualidad y se comparan sus principales ventajas e inconvenientes con los de la infiltración rápida.

Bajo la denominación de sistema natural de depuración se engloban aquellos procedimientos o técnicas en los que la eliminación de las sustancias contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas se produce por componentes del medio natural, no empleándose en el proceso ningún tipo de aditivo químico. Habitualmente se diferencian dos grandes grupos de técnicas de depuración natural: *los métodos de tratamiento mediante aplicación del agua sobre el terreno, y los sistemas acuáticos*. En todos ellos, el efecto depurador se debe a la acción combinada de la vegetación, del suelo y de los microorganismos presentes en ambos, y en menor medida, a la acción de plantas y animales superiores.

Hasta los años cincuenta la principal finalidad de estos métodos era la eliminación de efluentes, mediante un sistema barato y técnicamente simple, o el aprovechamiento de éstos para regadío. Posteriormente, se comenzó a aplicar esta técnica como sistema alternativo de depuración, como un mecanismo eficaz de regulación de los recursos hídricos en zonas altamente deficitarias e incluso, en determinados casos, como sistema para crear barreras hidráulicas y combatir la intrusión marina (Mantecón *et al*, 1991). Estos métodos se han puesto de actualidad con la aparición y divulgación del concepto *vertido de contaminación cero o vertido cero*.

Los procedimientos naturales se caracterizan, en general, por su escasa necesidad de personal de mantenimiento, consumo energético reducido y baja producción de fangos. Sin embargo, y esto en España suele ser un factor limitante, requieren mayor superficie de terreno disponible que los métodos convencionales (entre 4 y 40 m²/habitante equivalente) lo que limita su uso a pequeños núcleos de población donde la presión urbanística es menor.

El segundo factor limitante hace que estos sistemas sólo puedan ser empleados con éxito para determinado tipo de vertidos, pues han de ser totalmente degradables. Si las sustancias vertidas o sus productos de degradación, dejan restos tóxicos o peligrosos en el suelo o el agua deben ser eliminados previamente al tratamiento natural, pues si no es así, se corre el riesgo de inducir un proceso de envenenamiento del sistema depurador con la consiguiente contaminación del medio receptor. En general esto limita el tipo de vertido a aguas sin componente industrial o si esta existe, a aguas cuya naturaleza sea en todo asimilable a un vertido urbano.

Entre los métodos de tratamiento en el terreno se incluyen habitualmente los siguientes tipos:

- Filtro verde.
- Infiltración rápida.

- Escorrentía superficial.
- Lechos de turba.
- Lechos de arena.

El rasgo común a todos ellos es que la depuración se consigue a través de los procesos físicos, químicos y biológicos naturales, desarrollados en un sistema planta–suelo–agua. El avance en el conocimiento de los mecanismos de dichos procesos ha permitido desarrollar criterios científicos de diseño y operación para estos sistemas de depuración.

Los llamados métodos acuáticos se basan en la creación de un flujo controlado de agua residual, en el que microorganismos y plantas principalmente, transforman los contaminantes.

Incluyen tres tipos básicos:

- Lagunajes.
- Humedales.
- Cultivos acuáticos.

Estos últimos se han desarrollado como una variante del lagunaje convencional, aprovechando la captación de nutrientes por las plantas, lo que mejora los rendimientos de las lagunas de estabilización. Estos métodos acuáticos, en general, se proyectan para un flujo continuo con descarga a ríos o lagos próximos. Su sistema de operación puede ser estacional o anual, en función del clima o de los objetivos de tratamiento.

2.1 TRATAMIENTO MEDIANTE APLICACIÓN DIRECTA EN EL TERRENO

En este tipo de tratamiento el suelo cumple dos funciones: por un lado es el medio receptor de las aguas residuales evitando de esta manera el vertido a otros medios, por otro lado, es el agente activo pues tanto en su superficie como en su interior se produce el proceso de depuración eliminando nutrientes, materia orgánica, microorganismos y otros componentes como metales pesados o microcontaminantes orgánicos.

Filtro verde

Debido a sus elevados requerimientos de espacio disponible generalmente se utiliza en poblaciones inferiores a 25.000 habitantes. Consiste básicamente en la aplicación de un caudal controlado de agua residual sobre la superficie del terreno, donde previamente se ha instalado una masa forestal o un cultivo. Con ello se consigue, además de la depuración del efluente, el crecimiento de especies vegetales, generalmente arbóreas maderables, y la recarga artificial del acuífero.

La depuración se realiza mediante la acción conjunta del suelo, los microorganismos y las plantas por medio de una triple acción: física (filtración), química (intercambio iónico, precipitación y coprecipitación, fenómenos de óxido-reducción) y biológica (degradación de la materia orgánica); tiene lugar en los horizontes superiores del terreno, donde se encuentra una capa biológica activa.



Foto 2.1 Los filtros verdes consisten generalmente en el cultivo de masas forestales, chopos, que además de favorecer la depuración de las aguas residuales permiten la explotación maderera del cultivo, con lo que se consigue de forma indirecta la protección de los bosques y la mejora de la calidad de la atmósfera.

Para mantener en el terreno condiciones predominantemente aerobias el agua residual se aplica en ciclos intermitentes, generalmente variables, de entre 4 y 10 días.

Las cargas hidráulicas del agua residual aplicadas sobre la superficie activa de tratamiento varían, dependiendo de la naturaleza del terreno, de la época del año y del tipo de cultivo entre 0,5 y 6 m/año. (Metcalf y Heddy, 1998).

Tras su infiltración, el agua residual percola vertical y lateralmente a través del suelo. La cubierta vegetal juega un importante papel en el proceso de tratamiento. Su selección y cuidado dependen principalmente del grado de tratamiento perseguido y de las características de los suelos. El filtro verde tiene uno de los mayores potenciales de tratamiento de todos los sistemas de depuración en el terreno, debido a la aplicación de cargas relativamente bajas sobre el suelo vegetado y a la existencia de un ecosistema muy activo en el suelo, a escasa distancia de la superficie.

Para la instalación de un filtro verde se requieren una serie de condiciones relacionadas con el terreno y el agua residual (Metcalf y Heddy, 1998):

- Terrenos con características de permeabilidad y granulometría determinados. Los más idóneos son los terrenos franco-arcillosos y franco-arenosos.
- Nivel piezométrico a más de 1,5 m de la superficie (aunque generalmente este valor debe ser aumentado al doble o triple).

- Superficie del orden de 1 ha por cada 250 habitantes, lo que es igual a 40 m²/hab, que variará de 10 a 90 m²/hab dependiendo de la climatología (por ejemplo, en zonas más lluviosas la necesidad de terreno será mayor) y de las características hidrogeológicas de la zona.
- El efluente no debe contener sustancias nocivas para los cultivos.

Con este sistema se consiguen reducciones de DBO₅ del orden del 90% y de sólidos en suspensión del 95% destacando, además, el alto rendimiento en eliminación de microorganismos patógenos, fósforo y compuestos nitrogenados (más del 80%). Presenta, además, la ventaja de no producir fangos.

El principal inconveniente de este sistema de depuración es la gran extensión de terreno que requiere para su instalación. Otro inconveniente es que en climas de invierno frío se produce una parada vegetativa en el crecimiento de los cultivos instalados en el filtro (el cultivo más extendido son los chopos) disminuyendo sensiblemente el rendimiento del sistema, si a esto se une la disminución de los procesos de evapotranspiración se corre el riesgo de afectar al agua subterránea si el filtro no ha sido correctamente sobredimensionado y la distancia al nivel piezométrico no es suficiente en previsión de esta circunstancia.

Infiltración Rápida

El tratamiento mediante infiltración rápida se define como la aplicación controlada del agua residual sobre balsas superficiales construidas en suelos de permeabilidad media a alta (con una capacidad de infiltración que oscila entre 10 y 60 cm/día).

Este sistema de depuración se aplica principalmente en poblaciones menores de 5.000 habitantes equivalentes (Mantecón et al, 1991).

El agua residual se aplica al terreno en tasas elevadas, bien por extensión en lagunas o bien por aspersión, alternando periodos de inundación con periodos de secado. La aplicación se realiza de forma cíclica para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento.

En las balsas de infiltración no se suele poner vegetación, pero ésta se hace necesaria cuando se emplean los sistemas de aspersión como forma de aplicación del agua residual al terreno. La aspersión de agua residual puede plantear problemas por la creación de aerosoles cargados de microorganismos patógenos. En cualquier caso se exige un mantenimiento periódico de la superficie de las mismas.

El principal inconveniente de este sistema es la tendencia a la colmatación rápida del lecho filtrante por ello el agua residual suele requerir, al menos, un tratamiento primario previo a la aplicación, siendo las cargas hidráulicas anuales normales de 6 a 100 m/año.

Respecto a la profundidad recomendable a la que debe situarse el nivel piezométrico, existen opiniones muy variadas, aunque entre 18 y 20 metros desde la base de la balsa de infiltración es una cifra frecuentemente aceptada. Las superficies necesarias oscilan entre 1 y 22 m²/hab.

La depuración se produce mediante los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar al atravesar el agua residual urbana la zona no saturada. Por medio de este sistema se consigue la recarga artificial de acuíferos, y la posibilidad de reutilizar el agua tratada, recuperándola a través de zanjas o pozos. Se alcanzan reducciones medias de DBO_5 y de sólidos en suspensión alrededor del 90% y una elevada eliminación de patógenos, entre el 70% y el 95%.

La evolución del efluente en el suelo y subsuelo es similar a la de los sistemas de filtro verde. No obstante, por tratarse caudales muy superiores, el suelo y formaciones infrayacentes han de tener mejores características hidráulicas.

Escorrentía Superficial

La escorrentía superficial (Murillo *et al*, 1999) es un sistema de depuración relativamente nuevo, poco empleado en Europa, siendo en Estados Unidos donde existe mayor número de instalaciones de este tipo en funcionamiento. El ámbito óptimo de aplicación se encuentra en poblaciones pequeñas, con menos de 500 habitantes. La técnica consiste en forzar la escorrentía del agua residual, mediante riego por circulación superficial en láminas, sobre un suelo previamente acondicionado (en pendiente y con vegetación no arbórea), alternando periodos de riego con periodos de secado; dependiendo la duración de cada fase de los objetivos de tratamiento.

La aplicación del agua residual suele realizarse en ciclos de varias horas, durante 5 a 7 días a la semana, tras un escaso pretratamiento consistente en la separación de las fracciones sólidas de mayor tamaño. La distribución del agua se puede llevar a cabo mediante aspersores de baja carga, rociadores de baja presión o métodos superficiales como tuberías provistas de orificios.

El agua se depura por medio de procesos físicos, químicos y biológicos, al discurrir por bancales con suelos o estratos superficiales relativamente impermeables, aunque el proceso se ha adaptado a un amplio rango de permeabilidades ya que el terreno tiene tendencia a impermeabilizarse con el paso del tiempo.

Para la instalación de este sistema es necesario:

- Suelos con drenaje limitado tales como arcillas y limos arcillosos.
- Pendientes del orden del 2 al 8%.
- Superficies muy lisas para que el agua forme una lámina sobre el suelo. La extensión necesaria del terreno oscila entre 10 y 44 m^2/hab .

El grado de tratamiento alcanzable es equivalente a uno secundario, generalmente con buena reducción de nitrógeno y un peor rendimiento en fósforo, estando los rendimientos alcanzados para la DBO_5 y los sólidos en suspensión en torno al 90 y 70 % respectivamente.

Lechos de Turba

El ámbito óptimo de aplicación de los lechos de turba se encuentra en poblaciones no muy grandes, en general menores de 2.000 habitantes. Este método de depuración de

aguas residuales requiere superficies entre 0.6 y 1 m²/hab, no debiendo superar la superficie total de cada lecho los 200 m².

El sistema está formado por lechos de turba a través de los cuales circula el agua residual. Cada lecho descansa sobre una delgada capa de arena, soportada, a su vez, por una capa de grava. El efluente se recoge a través de un dispositivo de drenaje situado en la base del sistema. El terreno donde se asienta cada lecho debe ser impermeable para garantizar la no contaminación de las aguas subterráneas, en caso contrario hay que recurrir a la impermeabilización.

Para la depuración de aguas residuales se aprovechan las propiedades de absorción y adsorción de la turba, así como la actividad bacteriana que se desarrolla en su superficie. Se producen, por tanto, procesos físicos, químicos y biológicos en los que se elimina alrededor del 80% de DBO₅ y el 90% de sólidos en suspensión.

El proceso completo de los lechos de turba está formado por un pretratamiento, tratamiento primario compuesto de una serie de filtros autolimpiables; tratamiento secundario formado por los propios lechos de turba, y, opcionalmente, tratamiento terciario, cuyo objeto es la eliminación de patógenos, sometiendo el efluente de los lechos a un lagunaje aerobio, o bien a una cloración.

Los lechos se disponen en varias unidades, estando unas en funcionamiento y otras en conservación, para su mantenimiento y aireación. La turba necesita ser retirada y reemplazada cada 5-7 años, pudiendo ser aprovechada para fines agrícolas.

El tratamiento de aguas residuales mediante este proceso presenta como principales ventajas las siguientes:

- No produce olores.
- Se puede utilizar en climas muy fríos.
- Admite sensibles variaciones de caudal sin afectar, prácticamente, al rendimiento.
- Puede soportar puntos de caudal de 105 veces el caudal normal.
- Fácil adaptación estética al paisaje.
- Alta descontaminación bacteriana.

Lechos de Arena

Los filtros de arena son una de las tecnologías más antiguas para la depuración de aguas residuales que se conoce. Cuando se emplean de forma adecuada consiguen llegar a niveles de depuración muy elevados. Consisten en lechos de material granular, de tamaño de grano relativamente uniforme, adecuadamente drenados en el fondo. Se emplean generalmente como un sistema de afino de aguas tratadas previamente mediante otros sistema como puede ser una fosa séptica.

La tecnología de filtros de arena incluye los filtros intermitentes, en los cuales, las aguas a depurar se vierten intermitentemente mediante tuberías de distribución en un filtro granular de entre 0,5 y 1,0 m de espesor y los filtros con recirculación, en los cuales, el agua recogida en el sistema de drenaje se vierte de nuevo en el filtro mezclada con agua nueva sin depurar.

La disposición de los filtros puede ser muy variada, incluyendo tanto filtros enterrados como sobre la superficie del terreno, estos últimos facilitan las labores de mantenimiento. El mantenimiento de estos dispositivos, que se colmatan con cierta facilidad, depende mucho de la eficacia del sistema de tratamiento previo.

Se considera que la adecuada aireación del filtro y la temperatura ambiente son los dos factores externos al diseño del mismo que más influyen en su rendimiento. Hay que tener presente no obstante que los lechos de arena (Ramos et al, 2002) presentan una capacidad de eliminación de la DBO_5 , carbono orgánico disuelto y sólidos en suspensión, insuficiente para ser considerados como sistema único de tratamiento de las aguas residuales, pudiendo ser empleados no obstante como tratamiento complementario. Una ventaja de los filtros de arena frente a los de turba es su mayor resistencia a la colmatación, su menor volumen y menor costo.

2.2 MÉTODOS ACUÁTICOS

En este grupo de métodos naturales de depuración de aguas residuales, se incluyen aquellos cuya acción principal de depuración se ejerce en el seno del medio acuático, participando en el proceso plantas emergentes (especialmente sus raíces) y la actividad microbiológica asociada. Son sistemas que pueden funcionar estacionalmente o a la largo de todo el año, dependiendo fundamentalmente del clima, y que con frecuencia se diseñan para mantener un flujo continuo. Los sistemas más empleados son: lagunajes, humedales y cultivos acuáticos.

Lagunaje

El lagunaje se puede aplicar a núcleos de población superiores a los 200 habitantes, siempre que se disponga de una superficie de terreno de al menos $6,5 \text{ m}^2/\text{hab}$.

La depuración por lagunaje de aguas residuales consiste en el almacenamiento de éstas durante un tiempo variable en función de la carga aplicada y de las condiciones climáticas, de forma que la materia orgánica resulte degradada mediante la actividad de los microorganismos presentes en el medio acuático. El proceso de depuración tiene lugar gracias a reacciones biológicas, químicas y físicas, que ocurren en las lagunas y que tienden a estabilizar el agua residual. Los fenómenos que se producen tienen relación con la sedimentación, oxidación, fotosíntesis, digestión, aireación y evaporación. En función de los tipos de microorganismos, que dependen, a su vez, de la presencia de oxígeno disuelto, las lagunas, también conocidas como estanques de estabilización, se clasifican en anaerobias, facultativas y aerobias o de maduración.

Lagunas anaerobias

El proceso de depuración en este tipo de lagunas tiene lugar mediante una fermentación anaerobia. En estos procesos, en los cuales se puede llegar hasta la formación de metano, participan cuatro grupos microbianos: las bacterias hidrolíticas (*Clostridium*, *Streptococos*, *Lactobacillus*, *Peptococcus*) las bacterias acidogénicas (*Acetovibrio*, *Butyrvibrio*, *Lactobacillus*) bacterias acetogénicas (*Acetogenicum*, *Syntrophobacter*,

Acetobacterium) y las bacterias metanogénicas (*Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*) todos ellos complementarios e imprescindibles para el proceso.

Este proceso se divide en dos grandes etapas. En la primera, un grupo de bacterias facultativas formadoras de ácidos descomponen las cadenas complejas de la materia orgánica en ácidos grasos, aldehídos y alcoholes. En la segunda etapa, otro grupo de bacterias estrictamente anaerobias, formadoras de metano, transforman los productos intermedios en gas metano, amoníaco y anhídrido carbónico e hidrógeno. El proceso anaerobio, lo mismo que el aerobio transforma carbono, nitrógeno y fósforo en protoplasma celular.

Debido a la elevada carga orgánica, a la profundidad de las aguas - que deberá ser superior a 2 metros- y al corto periodo de retención del agua residual - que será de 2 a 5 días - el contenido en oxígeno disuelto se mantiene bajo o nulo en toda la laguna.

La misión principal de estas lagunas de estabilización es la sedimentación de la mayor parte de los sólidos en suspensión y la eliminación de parte de la materia orgánica por medio de las bacterias presentes, pudiendo alcanzar reducciones en torno al 70% de DBO₅ y sólidos en suspensión. En el peor de los casos una laguna anaerobia funciona igual que un decantador primario, alcanzando rendimientos del 30% y 60% en DBO₅ y sólidos en suspensión respectivamente.

Normalmente estas lagunas son las primeras de una serie, correspondiendo al tratamiento primario en el proceso de depuración. Por otra parte, pueden constituir, por si solas un sistema de depuración para poblaciones inferiores a 2.000 habitantes que requieran exclusivamente tratamiento primario.

El principal inconveniente de este tipo de tratamiento, es la posibilidad de que produzca malos olores, si el diseño no es correcto o si el contenido en azufre, responsable de la formación de sulfhídrico, del influente es superior a 100 mg/l.

Lagunas facultativas

En estas lagunas se distingue una zona aerobia próxima a la superficie, una zona anaerobia en el fondo, donde se dan procesos de fermentación, y una zona intermedia que contiene bacterias facultativas y es la que da el nombre a las lagunas.

El proceso aerobio de la materia orgánica hace que el carbono se utilice como fuente de energía para los microorganismos que al ser oxidado produce anhídrido carbónico. Los microorganismos que participan son bacterias fundamentalmente, pero también hay hongos y protozoos. Estos microorganismos utilizan el carbono restante, así como el fósforo y el nitrógeno para formar nuevas células.

El oxígeno necesario para la estabilización de la materia orgánica proviene de la re-aireación que se produce en la superficie y de la fotosíntesis que se lleva a cabo por medio de las algas presentes en la zona aerobia. En esta zona, las bacterias, utilizan el oxígeno producido por las algas y desprenden CO₂ que, a su vez, es utilizado por éstas, cerrando así el ciclo.

Las lagunas facultativas pueden ser las primeras de una serie o seguir a las lagunas anaerobias, correspondiendo así a un tratamiento secundario. Su finalidad última es la degradación de la materia orgánica.

La variación de temperatura en las diferentes estaciones del año, puede obligar a hacer más profundos los estanques. Esta profundidad puede variar entre 1 y 2 metros.

Lagunas aerobias o de maduración

Las lagunas aerobias o de maduración son estanques de poca profundidad, entre 0.2 y 1 metro, con una producción máxima de algas y en las que se supone que toda la masa de agua está en condiciones aerobias. El grueso de materia orgánica ha debido de ser estabilizado previamente en las lagunas anaerobias y facultativas. Su función fundamental es reducir la DBO_5 a los niveles mínimos y eliminar patógenos gracias a la radiación ultravioleta solar.

Además del efecto desinfectante, estas lagunas cumplen otros objetivos como son la nitrificación, cierta eliminación de nutrientes, y la clarificación y oxigenación del efluente; todo ello para lograr producir un efluente de alta calidad. El inconveniente es la presencia en el efluente de sólidos en suspensión en forma de algas, que en ciertos casos, como son los vertidos a ríos y lagos, puede limitar su uso.

El tiempo de retención de una laguna de maduración así como el número de lagunas, está condicionado por el grado de depuración bacteriana que se quiere alcanzar. La laguna debe proporcionar un periodo de retención de 7 a 10 días con una profundidad de un metro.

Las lagunas de maduración constituyen un tratamiento terciario en el proceso de depuración, tanto si se combinan con otras lagunas, como si lo hacen con otros sistemas de tratamiento. Por tanto, solo es necesario instalarlas en los casos en que se requiera un alto grado de depuración, bien sea por los objetivos de calidad del medio receptor o bien para la reutilización del agua para riego.

Como todos los métodos de depuración descritos, los sistemas de lagunaje también tienen sus ventajas e inconvenientes. Entre las ventajas podríamos citar las siguientes:

- Altos rendimientos en la disminución DBO_5 , sólidos en suspensión, nutrientes y patógenos.
- Permite regular y almacenar agua que por sus características es sanitaria y agrícola, apta para el riego.
- La retirada de fangos se realiza cada 5-10 años, dependiendo del agua residual.

Y entre los inconvenientes:

- Se necesitan superficies de aplicación relativamente extensas.
- Se producen elevadas pérdidas de agua por evaporación.
- A veces las aguas depuradas presentan una elevada concentración de algas.
- Son de difícil adaptación a los cambios climáticos.

Humedales

Los humedales son terrenos inundados con profundidades de agua normalmente inferiores a 0,6 m con plantas emergentes. En estos sistemas el agua fluye continuamente y la

superficie libre permanece al nivel del suelo, o mejor (pues evita la proliferación de insectos) por encima del mismo, manteniéndolo en estado de saturación durante un largo periodo del año.

La vegetación presente en estos sistemas proporciona superficies adecuadas para la formación de películas bacterianas, facilita la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, permite la transferencia del oxígeno a la columna de agua, y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de la luz solar.

Para el tratamiento del agua residual, se han empleado terrenos pantanosos naturales y artificiales, aunque el uso de terrenos pantanosos naturales, al formar parte del sistema de escorrentía superficial de la zona, está limitado al tratamiento adicional de efluentes de tratamientos secundarios o avanzados.

Humedales naturales

Desde el punto de vista normativo, los humedales naturales se consideran cuerpos de agua receptores. Por tanto el vertido a estos terrenos está sujeto, en la mayoría de los casos, a las limitaciones normativas aplicables que suelen obligar al tratamiento secundario o avanzado de las aguas a verter. Más aún, el principal objetivo del vertido a humedales debería ser la mejora del hábitat existente. La modificación de los terrenos pantanosos para aumentar la capacidad de tratamiento suele ser contraproducente para el ecosistema natural y, en general, no es una práctica que deba abordarse.

Humedales artificiales

Los humedales artificiales procuran idéntica capacidad de tratamiento que los naturales, con la ventaja añadida de que al formar parte del sistema proyectado, no están sujetos a las limitaciones de vertidos a ecosistemas naturales.

Suelen tener un fondo o base impermeable sobre la que se deposita un lecho de gravas, suelo u otro medio para el desarrollo de las plantas, que constituyen el principal agente depurador. Existen dos tipos de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento del agua residual, dependiendo de la situación del nivel de agua: el denominado de superficie libre de agua (FWS), en el que el agua está en contacto con la atmósfera y constituye la fuente principal del oxígeno para aireación; y el denominado de flujo subsuperficial (SFS), donde la superficie del agua se mantiene a nivel de la superficie del lecho permeable o por debajo de la misma.

En los casos en los que se emplean para proporcionar tratamiento secundario o avanzado, los sistemas FWS suelen consistir en balsas o canales paralelos con el fondo constituido por suelo relativamente impermeable o con una barrera superficial, vegetación emergente, y niveles de agua poco profundos (0,1 a 0,6 m). Normalmente, se aplica agua residual pretratada de forma continua, y el tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. Los sistemas de flujo libre también se pueden diseñar con el objetivo de creación de nuevos hábitats para la fauna y flora, o para mejorar las condiciones de terrenos pantanosos naturales próximos. Esta clase de sistemas suele incluir combinaciones de espacios abiertos y zonas vegetadas e islotes con la vegetación adecuada para proporcionar hábitats de cría para aves acuáticas.

Los sistemas de flujo subsuperficial (SFS) se diseñan con el objeto de proporcionar un tratamiento secundario avanzado. Consisten en canales o zanjas con fondos relativamente impermeables rellenos de cantos o arena para el crecimiento de vegetación emergente.

En función del tipo de sistema, la carga hidráulica varía en el rango de 3 a 20 m/año, así como las características del agua de alimentación y los límites impuestos al efluente.

Cultivos acuáticos

Los cultivos acuáticos o sistemas de plantas acuáticas flotantes son básicamente una variante de los humedales artificiales FWS, en la que se introduce un cultivo de plantas flotantes, como los jacintos de agua o las lentejas de agua, cuya finalidad principal es la eliminación de determinados componentes de las aguas a través de sus raíces, que constituyen un buen sustrato responsable de una parte importante del tratamiento.

Las profundidades de agua suelen ser mayores que en los sistemas de humedales, y varían entre 0,5 y 1,8 m. Para aumentar la capacidad de tratamiento y asegurar el mantenimiento de las condiciones aerobias necesarias para el control biológico de los mosquitos, en los sistemas de plantas acuáticas flotantes se han empleado sistemas complementarios de aireación.

El uso de jacintos de agua (*Eichornia sp.*) y lentejas de agua (*Lemna sp.*) evita la entrada de luz solar al estanque. Comúnmente se utilizan para la eliminación de algas de los efluentes de lagunas y estanques de estabilización. Los sistemas de jacintos de agua además están diseñados también para proporcionar niveles de tratamiento secundarios y avanzados. Estos sistemas han sido utilizados también como medios de producción de proteínas o biomasa, en cuyo caso la depuración de agua constituye un objetivo secundario del proyecto.

Las cargas hidráulicas anuales y las necesidades específicas de superficie de los sistemas de plantas flotantes son similares a las de los sistemas de humedales. El clima es un factor limitativo en su rendimiento, ya que las plantas sólo crecen a determinadas temperaturas.

Estos cultivos acuáticos suelen utilizarse como sistema de afino incorporados a otra cadena de procesos, empleándose generalmente como tratamiento terciario. En operaciones bien controladas, en las que las plantas se cosechan periódicamente, se pueden alcanzar rendimientos altos en la depuración. La carga orgánica admitida por estos procesos es del orden de 30 a 50 kg/ha/día, lo que para aguas de moderada carga contaminante ($\text{DBO}_5 < 240 \text{ mg/l}$), significa una carga hidráulica del orden de 6 m/año.

2.3 COMPARACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS NATURALES DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Para concluir este capítulo, y a modo de resumen, a continuación se muestran las tablas 2.1 y 2.2 en las que se compararan las características, tanto de ubicación como de diseño y rendimiento de los diferentes sistemas naturales de tratamiento descritos anteriormente.

Tabla 2.1 Características de diseño de los diferentes sistemas de tratamiento naturales

Características	Filtro Verde	Infiltración Rápida	Escorrentía Superficial	Lechos de Turba	Lagunajes	Humedales	Cultivos Acuáticos
Técnicas de aplicación	Aspersión o superficial ^a	Generalmente superficial	Aspersión o superficial	Superficial	Superficial	Aspersión o superficial	Superficial
Carga hidráulica anual (m/año)	1,70-6,0	6,0-100	7,3-56,7			5,5-18	5,5-18
Superficie necesaria ^b (m ² /hab)	10-90	1-22	10-44	0,6-1	6,5		
Pretratamiento o mínimo necesario	Sedimentación primaria ^c . Desbaste	Sedimentación primaria. Desbaste	Desbaste	Desbaste a través de filtros autolimpiables	Desbaste.	Sedimentación primaria. Desbaste	Sedimentación primaria. Desbaste
Evacuación del agua residual aplicada	Evapo-Transpiración y percolación	Principalmente percolación	Escorrentía superficial y evaporación con algo de percolación	Drenaje en la base del sistema		Evapo-transpiración, percolación y escorrentía superficial	Algo de evapo-transpiración
Vegetación	Necesaria	Opcional	Necesaria	No necesaria	No necesaria	Necesaria	Necesaria

^a Incluye riego por surcos y amelgas.

^b La superficie necesaria no incluye la zona de amortiguación, ni los accesorios y zanjas.

^c Depende del uso del efluente y del tipo de cultivo.

Tabla 2.2 Características de ubicación de los sistemas de tratamiento naturales.

Características	Filtro Verde	Infiltración Rápida	Esorrentia Superficial	Lechos de Turba	Lagunajes	Humedales	Cultivos Acuáticos
Limitaciones climáticas	Suele ser necesario disponer de instalaciones de almacenamiento durante las lluvias y en tiempo frío	Ninguna (posibles modificaciones en la explotación en condiciones de tiempo frío)	Suele ser necesario Disponer de Almacenamiento Durante las lluvias y en tiempo frío	Ninguna (se puede utilizar incluso en climas muy fríos)	Dificultad de adaptación a los cambios climáticos (las variaciones de temperatura pueden obligar a hacer más profundos los estanques)	En clima frío puede ser necesario almacenar el agua.	En clima frío puede ser necesario almacenar el agua. La posibilidad de utilización de las plantas está directamente relacionada con el clima.
Profundidad hasta el nivel freático	0,6-0,9m (mínimo)	3m (en los casos en los que exista drenaje se pueden adoptar profundidades menores)	No crítica		No crítica	No crítica	No crítica
Pendiente	Inferior al 15% en terrenos cultivados e inferior al 40% en terrenos no cultivados	No es un factor crítico; las pendientes demasiado pronunciadas obligan a grandes movimientos de tierras	Pendientes del 1-8%, máximo 15%		Normalmente inferior al 5%	Normalmente inferior al 5%	Normalmente inferior al 5%
Permeabilidad del suelo	De moderadamente baja a moderadamente alta	Alta (arenas, arenas margosas)	Baja (arcillas, limos y suelos con barreras impermeables)	Baja (de lo contrario hay que recurrir a la impermeabilización)	Baja a moderada	Baja a moderada	Baja a moderada

Para comparar los rendimientos que se consiguen en los distintos sistemas, en la tabla 2.3 se recogen los porcentajes de reducción de los parámetros característicos de las aguas residuales

Tabla 2.3 Comparación en el rendimiento de diversos sistemas naturales de depuración de aguas residuales urbanas.

SISTEMA DE TRATAMIENTO	RENDIMIENTOS (%)					PRODUCCIÓN DE FANGOS	RECOGIDA DE FANGOS
	DBO ₅	DQO	SS	P	N		
Filtro Verde	90-95	90-95	95-99	85-90	90-95	No	No
Infiltración Rápida	90-95	70-80	90-95	25-40	30-95	Reducida	> 6 meses
Escorrentía Superficial	90-95	60-70	70-80	20-30	45-50	No	No
Lechos de turba	80-85	80-85	90-95	10-30	10-50	0,5-1	> 1 año
Lagunajes	80-95	60-80	70-90	40-60	55-85		5-10 años

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno, DQO: Demanda química de oxígeno, SS: Sólidos en suspensión, P: Fósforo en cualquiera de sus formas, N: Nitrógeno en cualquiera de sus formas.

El filtro verde y después la infiltración rápida son los sistemas que alcanzan los rendimientos más altos en depuración. A estos le sigue el lagunaje y los lechos de turba. Por el contrario, el sistema de escorrentía superficial, no llega a eliminar más del 30% de fósforo, ni más del 50% de nitrógeno total.

En rendimiento en eliminación de nutrientes (fósforo y nitrógeno) destacan el filtro verde y los lagunajes sin necesidad de recurrir a modificaciones en el sistema de depuración o a la implementación de procesos adicionales. Frente a variaciones de temperatura, los sistemas que presentan una mayor estabilidad son los de infiltración rápida, seguidos del lecho de turba, mientras que los que se adaptan peor son los lagunajes.

En cuanto a las variaciones de carga y caudal, los sistemas de aplicación al terreno son los que peor las absorben, mientras que los lechos de turba son los que pueden asimilar mejor dichas variaciones de carga, aunque siempre es posible dimensionar los sistemas de infiltración directa teniendo en consideración las puntas estacionales de producción de agua residual. El mayor problema puede darse en algunas poblaciones turísticas en las que las variaciones de población son extraordinariamente grandes.

La construcción de cualquier sistema de depuración de aguas residuales puede ocasionar pequeños problemas a la población cercana si las instalaciones no están suficientemente alejadas de núcleo urbano, debido a la producción de ruidos, olores, presencia de insectos y a la posibilidad de riesgos sanitarios. Los sistemas que, en general, menos impacto de este tipo ocasionan, son los de lecho de turba. Por otra parte, los que causan más problemas a la población son los lagunajes debido, sobre todo, a los olores que producen y a la posible proliferación de insectos.



Foto 2.2 La depuración de las ARU de las poblaciones turísticas supone un problema especial debido al incremento en la población que se produce en los meses de verano.

En cuanto a la producción de fangos, los sistemas de infiltración directa sobre el terreno se encuentran entre los que menos producen, mientras que en el caso contrario se encuentran los lagunajes en los cuales los fangos se retiran cada 5 o 10 años.

En general, los sistemas naturales de depuración de aguas residuales presentan una serie de ventajas e inconvenientes.

Entre las ventajas se pueden destacar:

- La eliminación eficaz de patógenos. Esto permite preservar la calidad sanitaria de las aguas superficiales, subterráneas y marinas. Son métodos especialmente útiles en zonas ambientalmente sensibles o donde se requiera reutilizar las aguas residuales.
- La economía de funcionamiento, debido a que emplean formaciones naturales o suelos aportados como sustrato depurador.

Entre los inconvenientes se encuentran:

- La necesidad de espacio, las nuevas tecnologías están permitiendo reducir esta necesidad.
- La posibilidad de contaminar el medio si no se gestiona adecuadamente o no se ha elegido cuidadosamente el emplazamiento. Se suele caer en la tentación de emplear estos sistemas de depuración por encima de su capacidad real, lo que redundaría en perjuicios evidentes para el medio. Estos sistemas son especialmente sensibles, pues en muchas ocasiones siguen la ley del todo o nada cuando se supera su capacidad (Salgot et al. 1992).

3 LA INFILTRACIÓN DIRECTA SOBRE EL TERRENO. CÁLCULO DE LAS DIMENSIONES DE LAS INSTALACIONES

3.1 INTRODUCCIÓN

En el presente capítulo se define la tecnología y explica como se calcula el tamaño de las bolsas de infiltración para la depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Existen numerosos términos que se emplean para referirse a las técnicas que utilizan el terreno como sustrato depurador: infiltración rápida, infiltración directa sobre el terreno, tratamiento suelo-acuífero, geodepuración; no obstante, aunque empleados como sinónimos presentan matices que conviene aclarar.

El término más general es el de **infiltración directa sobre el terreno**, en el quedan englobadas todas aquellas técnicas en las que el elemento depurador principal es el suelo natural y la zona no saturada, al tratarse de un sistema basado en un filtro natural, incluye tanto la infiltración rápida como sistemas de baja carga, sistemas de infiltración controlada en zonas poco permeables y el riego superficial. Esta denominación es independiente de la presencia o no de vegetación en el sistema de depuración.

Son sistemas de **infiltración rápida** aquellos en los que el agua, que ha recibido algún tipo de pretratamiento, se aplica de forma intermitente en balsas de infiltración, generalmente desprovistas de vegetación. Las tasas de recarga suelen ser mayores de 6 m/año. La depuración se produce al atravesar el agua el lecho de la balsa, terminando en su mayor parte evaporándose o recargando el acuífero subyacente. El matiz más importante a la hora de diferenciar un sistema de infiltración rápida de uno de infiltración directa sobre el terreno, es que en la infiltración rápida solo es posible mantener las altas tasas de vertido sometiendo el agua a un tratamiento previo, que puede llegar a ser un tratamiento secundario, en la infiltración directa sobre el terreno se pueden aplicar aguas que únicamente han sufrido un pretratamiento y las tasas de infiltración pueden ser bastante menores a 6 m/año.

En realidad, todos los sistemas englobados dentro del término "infiltración directa sobre el terreno", son lo que la literatura anglosajona llama **tratamiento suelo-acuífero** (Soil Aquifer Treatment, SAT) pues el agua infiltrada sigue interaccionando con la matriz sólida del acuífero y puede decirse que el proceso de depuración no termina realmente hasta que es captada, aflora en un manantial o en el lecho de un río.

Por último, ya se apuntaba en el primer capítulo, se acuñó el término **Geodepuración**, queriendo incidir así en la importancia del material geológico con el que tiene contacto el agua al atravesar el subsuelo, este término, que pretende englobar todos los demás, es sin embargo algo restrictivo pues puede hacer olvidar que la mayor parte de la depuración del agua residual se produce en los primeros decímetros de suelo gracias a la acción de agentes biológicos, principalmente bacterias y hongos.



Foto 3.1 El agua subterránea puede terminar surgiendo en el lecho de cauces superficiales que pueden verse afectados por procesos de eutrofización.

¿Qué es la infiltración rápida (IR)?

Es un método de tratamiento de aguas residuales urbanas que se basa en su aplicación sobre suelos relativamente permeables (las texturas más comunes son las arenosas o arenas-limosas), en cantidades muy superiores a la tasa de evapotranspiración de los mismos, de forma que la mayoría del agua vertida se infiltra, depurándose mediante procesos físicos, químicos y biológicos a través de la zona no saturada, llegando al acuífero en condiciones de ser reutilizada. El destino último de las aguas infiltradas es su incorporación al acuífero subyacente o su salida hacia las aguas superficiales.

Se trata de un método eficaz y de bajo coste cuya principal ventaja reside en que no precisa el empleo de aditivos y puede ser implementado y mantenido en municipios pequeños por personal poco especializado.

La importancia de este tipo de tratamiento se está viendo incrementada desde que se ha empezado a dar mayor importancia a la reutilización de las aguas residuales y a la protección de las aguas subterráneas. Por esta razón, los sistemas de IR, englobados dentro de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero, se han convertido en una parte importante de los procesos de tratamiento de agua residual para reutilización, principalmente en agricultura, aunque en ocasiones, el agua captada en pozos y sondeos, puede ser empleada en abastecimiento a poblaciones.

Aunque en muchos de estos sistemas el agua residual es aplicada al suelo mediante balsas de infiltración, también pueden ser usadas zonas con un cierto grado de pendiente, aterrazadas o con surcos. Donde la topografía es muy irregular e imposibilita la construcción de balsas de infiltración o las hace menos rentables, se puede usar el sistema de aplicación mediante aspersión, pero requiere el empleo de energía adicional para bombear el agua y es necesario disponer de algún tipo de vegetación, normalmente hidrófila, con objeto de proteger el terreno de la escorrentía superficial y su consecuente erosión, no obstante, se discutirá en apartados posteriores. La aplicación de agua residual mediante aspersión es una tecnología que debe ser evitada debido a los problemas técnicos y sanitarios que puede acarrear.

La carga hidráulica que puede ser aplicada en sistemas de IR es muy variable, entre 6 y 100 m/año dependiendo tanto de las características del suelo y de las del agua a infiltrar como de la climatología del entorno de las instalaciones. En nuestras latitudes, donde la evapotranspiración promedio suele oscilar entre 0,5 a 2,5 m/año, es posible que más del 90% del agua aplicada pueda llegar al acuífero y quede disponible para ser reutilizada posteriormente (Metcalf y Heddy, 1999).

Los sistemas de IR de aguas residuales no han surgido recientemente; existe una gran experiencia internacional sobre este tema (ver el apartado 7.1). En Estados Unidos estos sistemas llevan constituyendo una práctica habitual en el tratamiento de aguas residuales urbanas desde hace varias décadas. En 1981 ya había unos 320 sistemas de IR para depuración de ARU en Estados Unidos, unos en funcionamiento y otros todavía en construcción. De estos sistemas, el 30%, ya habían sido construidos en 1971. Mientras que los primeros sistemas de IR se instalaron con el único fin de deshacerse del agua residual, los sistemas más recientes se construyen con la intención primordial de reducir la contaminación de las aguas superficiales (ríos, lagos, océanos), para la recarga de acuíferos o para la reutilización del agua depurada.

Los sistemas de tratamiento de ARU mediante IR son capaces de eliminar esencialmente todos los compuestos orgánicos biodegradables, los sólidos en suspensión y los organismos patógenos transportados por las ARU, incluyendo bacterias, virus, protozoos, y otros parásitos. También pueden eliminar el fósforo y reducir considerablemente las concentraciones de nitrógeno y metales pesados. No es un buen sistema, para la eliminación de contaminantes procedentes de la actividad industrial y no debe ser empleado para ello.

El agua tratada mediante IR es apta para riego y otros usos que no requieren agua potable, su descontaminación suele requerir un tratamiento adicional como la filtración mediante carbón activado, la eliminación de los compuestos orgánicos que pueden estar en concentraciones traza, la desinfección y, puesto que el principal efecto sobre el agua resultante es el aumento de su salinidad, posiblemente un tratamiento de ósmosis inversa u otro tipo de desalinización. Esto dependerá mucho de la calidad del agua en origen.

La inclusión de este tratamiento natural suelo-acuífero como un primer paso en la potabilización de aguas residuales puede ayudar a la aceptación por parte de la sociedad del reciclaje completo del agua residual.

Otras ventajas que proporcionan estos sistemas, como ya se ha relatado anteriormente, son: la simplicidad de operación de las balsas que hace que no se requiera personal muy

especializado, el bajo coste de la construcción y mantenimiento de las instalaciones, el uso de un equipamiento sencillo, los bajos costes energéticos, la fiabilidad del sistema y su buena integración en el mundo rural.

¿Cuáles son los objetivos de un sistema de infiltración rápida?

Este tipo de instalaciones se diseñan generalmente persiguiendo, de forma conjunta, múltiples objetivos:

- La depuración del agua residual.
- La recarga del acuífero subyacente.
- La reutilización del agua en agricultura
- La lucha contra la intrusión marina.
- La mejora de la calidad de acuíferos altamente degradados.
- El incremento del caudal de los ríos o manantiales relacionados con el acuífero recargado.

Evidentemente casi nunca el objetivo es único y cualquier combinación de los anteriores o incluso otros diferentes es posible.

¿Qué niveles de depuración son esperables?

El comportamiento del suelo como filtro mecánico es muy bueno, aunque es necesario tener precaución con la existencia de caminos preferenciales en el terreno, generalmente grietas, que pueden hacer que el agua percole rápidamente a través de los primeros decímetros de suelo. La eliminación de materia en suspensión y microorganismos es prácticamente total. La eliminación de fósforo puede llegar a ser de más del 99% dependiendo del tipo de material que forme el lecho filtrante (la presencia de calcio facilita la precipitación de sales insolubles de fósforo). La eliminación del nitrógeno es superior al 50% aunque puede ser muy variable dependiendo principalmente del diseño de los ciclos de humectación-desechado, de la carga hidráulica impuesta, del contenido en carbono orgánico disponible e incluso de factores climáticos, que en climas fríos pueden ser determinantes.

¿Cuándo es adecuada la Infiltración Rápida como sistema de depuración de aguas residuales urbanas?

A la hora de decidir si el mejor sistema de tratamiento de los efluentes líquidos de una población es la infiltración rápida han de considerarse al menos las siguientes razones:

- a) **Razones económicas.** La infiltración rápida (Viswanathan, 1999), se encuentra entre las técnicas de depuración de aguas residuales urbanas económicamente menos gravosas de todas las disponibles en la actualidad, sobre todo porque los gastos de mantenimiento son muy bajos en comparación con otros sistemas que requieren el empleo de aditivos químicos, un gasto importante de energía o un complicado mantenimiento de elementos mecánicos. De todas formas cada caso requiere un estudio particularizado.



Foto 3.2 La existencia de caminos preferenciales para el flujo del agua modifica sustancialmente la cantidad de agua que puede infiltrarse, pero también los niveles de depuración que pueden conseguirse.

- b) **Razones ambientales:** La IR es segura desde un punto de vista ambiental siempre y cuando se cumplan las restricciones propias del método, entre las cuales se puede destacar:

La naturaleza del vertido, que debe ser totalmente biodegradable.

Los materiales del lecho filtrante: que deben poseer una capacidad de filtrado mecánico y depuración suficientes.

El espesor de la zona no saturada: que ha de ser suficiente para permitir la depuración del agua antes de su llegada al nivel freático.

La ubicación física de las instalaciones: deben ser construidas donde se minimice el impacto sobre el medio natural. Hay que considerar además, que la reintegración del agua al medio subterráneo, es en general, un hecho ambientalmente positivo.

- c) **Razones Técnicas:** Fundamentalmente referidas a la disponibilidad de personal formado en la gestión y mantenimiento de los diferentes tipos de instalaciones y en las restricciones constructivas, energéticas o de otra índole propios de cada uno de ellos.
- d) **Razones sociales:** en poblaciones pequeñas, en general de menos de 1000 habi-

tantes, las instalaciones de IR se integran de forma muy fácil en el medio rural; esto puede evitar el rechazo por parte de la población de un tipo de instalaciones que, a pesar de ser tan necesarias, con frecuencia son causa de problemas por el tipo de material que tratan y los efectos secundarios que como la producción de olores, insectos, lodos etc. pueden crear cierto rechazo social.



Foto 3.3 La integración de los sistemas de IR en el medio rural es en general muy buena.

De forma resumida puede plantearse que la IR es un sistema adecuado siempre que:

- Económicamente sea un método favorable.
- Se disponga de terreno de extensión suficiente, formado por materiales de naturaleza y permeabilidad adecuadas.
- La distancia al nivel freático sea mayor de 3 metros.
- No se puedan ver afectadas captaciones de agua para abastecimiento.
- Que el impacto ambiental no exista o sea admisible.

En cualquier caso todos estos factores, y algunos otros, han de ser valorados antes de abordar el diseño y construcción de un sistema de IR, para ello es imprescindible la realización de un conjunto de estudios previos que aportaran la información necesaria. En el siguiente apartado se aborda cuales son estos estudios previos y cual ha de ser la interpretación y consecuencia de los resultados que con ellos obtenemos.

3.2 ESTUDIOS NECESARIOS PARA EL DISEÑO DE UN SISTEMA DE DEPURACIÓN DE ARU MEDIANTE IR

En la figura 3.1 se muestra un esquema de flujo que resume las fases que debe contemplar el diseño racional de un sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración rápida.

Se consideran fases del diseño, desde la decisión primera acerca de la idoneidad de la técnica de IR para el caso concreto que se estudia, hasta la entrega al contratista de obra de los planos de construcción de las balsas. En esta publicación se trata desde los estudios previos, hasta el cálculo de las dimensiones de las instalaciones.

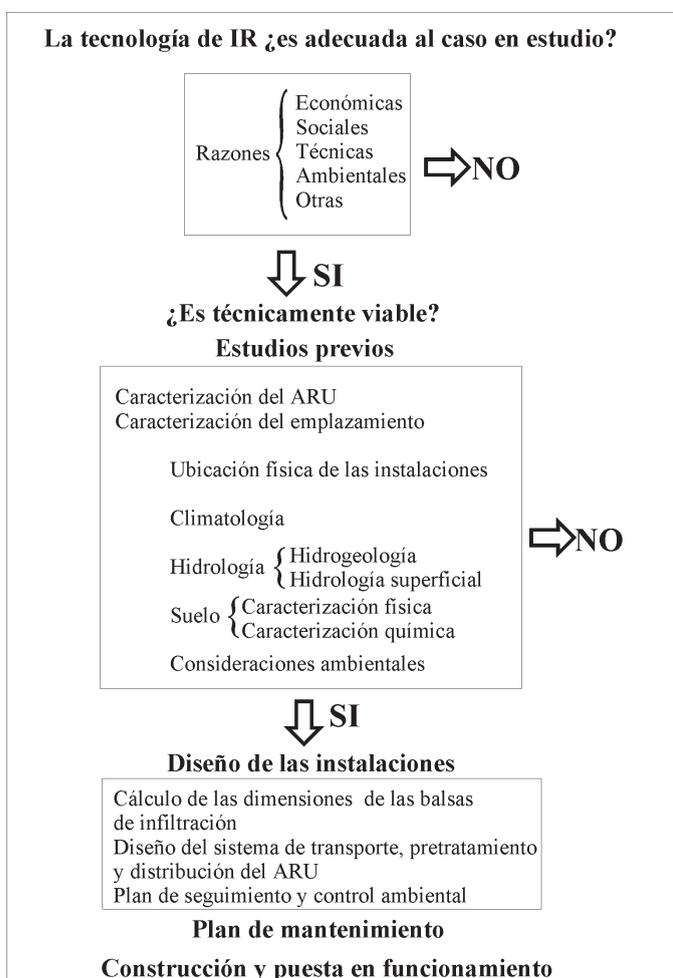


Figura 3.1 Principales fases a considerar en el diseño de un sistema de depuración de ARU mediante infiltración rápida.

En el diseño de un sistema de depuración de ARU mediante IR, es imprescindible la realización de una serie de estudios previos (de viabilidad) y estudios complementarios (que aportan datos necesarios para el diseño y cálculo de las dimensiones de las instalaciones) si se desea tener una mínima garantía de éxito.

La fase de estudios previos es básica pues permitirá evitar la realización de otros mucho más caros. En esta fase es necesario asegurar con suficiente garantía al menos tres aspectos del funcionamiento del sistema depurador:

- Su capacidad de admitir la carga contaminante vertida.
- Que puede depurarla hasta los niveles exigidos por la legislación.
- Que el impacto sobre el medio ambiente es nulo o al menos no sobrepasa los límites establecidos.

Sucede, que al tratarse de una metodología basada en el comportamiento de un medio natural, el suelo, prever su comportamiento, especialmente a largo plazo requiere la realización de estudios notablemente más sofisticados y difíciles de interpretar que otras tecnologías más previsibles, pues en ellas las variables de las que depende su funcionamiento son menos y pueden ser controladas artificialmente.

De forma resumida, los factores que determinan las características de diseño y eficacia de un sistema de depuración de ARU mediante infiltración directa en el terreno pueden concretarse en los siguientes seis:

- a) Adecuada ubicación física de las instalaciones
- b) Características de la composición química de las aguas residuales a tratar.
- c) Características climatológicas (termo-pluviometría, viento, evapotranspiración) de la zona donde se ubicarán las instalaciones.
- d) Características físico-químicas e hidráulicas del suelo que constituye el lecho filtrante
- e) Características hidráulicas del sistema suelo-zona no saturada-acuífero.
- f) Consideraciones ambientales.

Los problemas más comunes asociados a los sistemas de IR suelen ir asociados a errores en la toma o interpretación de los datos de campo, en esta fase previa al diseño. Estos problemas se podrían evitar teniendo en cuenta que es esencial que el estudio de campo definitivo se realice en el lugar y a la profundidad a la que definitivamente se va a construir el sistema de IR. Por ello se hace necesario realizar una serie de pruebas para afinar el diseño y determinar la configuración final de las balsas. No es una buena solución extrapolar los datos de otros lugares cercanos y mucho menos de la bibliografía.

En el suelo, cuyo estudio es especialmente importante pues constituye el medio responsable de la depuración del agua, algunos de estos problemas son:

- Existencia de horizontes menos permeables que no han sido detectados en la fase de investigación inicial y que impiden el movimiento del agua.
- Estudios de campo realizados en localizaciones o profundidades distintas de donde finalmente se ha construido el sistema, lo que hace que el diseño pueda estar basa-

do en datos poco realistas para la ubicación definitiva. Esto es especialmente importante en el caso del diseño de pequeñas instalaciones sobre terrenos más o menos heterogéneos donde el desplazamiento unas decenas o centenas de metros puede hacer cambiar sustancialmente las características del suelo.

- Existencia de un contenido significativo en arcilla o limo en el último estrato del área de infiltración. Estos materiales finos pueden segregarse durante el flujo, distribuirse por la superficie e impedir el futuro movimiento del agua.

En el agua subterránea los problemas suelen ser:

- Elevación estacional inesperada del nivel freático que puede interferir con el movimiento subsuperficial del agua.
- Inadecuada capacidad de movimiento del agua para ser evacuada lateral o verticalmente del sitio requerido en el tiempo estimado por el diseño.
- El flujo subsuperficial de una balsa, sobre todo si se encuentra en pendiente, puede influir en la capacidad de flujo de la balsa adyacente.

Tanto los estudios de campo como los test de laboratorio suelen ser caros. La obtención de resultados fiables, cuya relación coste-efectividad sea aceptable, sólo puede asegurarse si el programa de investigación se planifica y lleva a cabo por técnicos familiarizados con el estudio de suelos y aguas subterráneas que tengan un buen conocimiento del concepto de IR y de las expectativas de diseño.

La interpretación de los resultados en un ensayo de campo también requiere de conocimientos edafológicos, hidrogeológicos y de un profundo estudio de los procesos físicos y químicos.

El primer paso en la investigación del lugar tiene que ver con la confirmación de la viabilidad del sistema de IR para el sitio seleccionado. En esta fase de evaluación se incluyen ensayos como:

- El examen de campo de perfiles de suelo en el lugar elegido y otros cercanos.
- Observación de los indicadores del comportamiento del agua subterránea: zonas mojadas, áreas de infiltración, cambios en la vegetación, estanques y ríos así como características generales del drenaje como permanencia del agua tras una lluvia.
- Estudio de capacidad de percolación mediante test in situ.
- Realización de un estudio de la evolución estacional del nivel freático.
- Investigación de la calidad y evolución de las aguas subterráneas

Los datos obtenidos en los pasos anteriores deben permitir realizar una definición preliminar de:

- a) La hidrología general.
- b) La descripción del suelo y localización del nivel piezométrico.
- c) Propuesta de horizontes del suelo adecuados para situar las balsas.
- d) Dirección del flujo, profundidad y áreas de descarga para el agua subterránea, así como las características de recarga de la zona.
- e) Modificaciones posibles del lugar, incluyendo rellenos o excavaciones, drenajes subterráneos, o control del flujo subterráneo natural.

La evaluación de estos datos nos permitirá llegar a alguna de las siguientes tres conclusiones:

- a) **El sitio es apropiado.** En este caso se procedería a realizar otros estudios de campo más detallados, al diseño, construcción y explotación de las instalaciones de depuración de aguas residuales mediante infiltración directa en el terreno.
- b) **El lugar puede ser apropiado con modificaciones.** En este caso se necesitarían más ensayos de campo y análisis.
- c) **El lugar no es adecuado para la realización de un sistema de IR** en función de los factores estudiados en la investigación preliminar y de la selección del sitio. En este caso no es necesario realizar más ensayos o análisis, aunque en los estudios de campo pueden haberse localizado nuevos emplazamientos que sería necesario ensayar.

3.2.1 Ubicación física de las instalaciones

La ubicación física del dispositivo de infiltración es importante, de él dependen cuestiones como:

- Gasto energético en el transporte del agua residual a las balsas de infiltración.
- Pérdidas de agua por evaporación.
- Cantidad total de agua que podrá ser infiltrada.
- Nivel de depuración que se puede conseguir.
- Impacto sobre el medio ambiente.
- Impacto sobre la calidad de vida de la población.

Para caracterizar y elegir la zona que mejor se adapte a las necesidades del sistema es necesario basarse en la cartografía existente de la zona, especialmente en la topográfica, la de usos del suelo y la edafológica. Es imprescindible evaluar, entre otras, características del medio como son:

- Topografía.
- Orientación.
- Geología.
- Microclima.
- Usos actuales y futuros de la tierra.

Topografía y orientación.

El estudio de la topografía, tanto de la zona en la que será construido el sistema de infiltración como de su entorno próximo, es importante pues determinan cuestiones tales como:

- La cantidad de agua que se evapora de las balsas (que está fuertemente influenciada por su orientación y exposición a los vientos dominantes).
- El flujo de agua residual fuera del perímetro de infiltración por escorrentía superficial.
- Aporte de material de erosión del entorno de las instalaciones.
- Aporte extra de agua por escorrentía superficial del entorno de las instalaciones.

Las tres características topográficas principales que deben ser consideradas a la hora de seleccionar un emplazamiento de instalaciones de IR son: la pendiente, el relieve y el aporte de agua por escorrentía superficial.

De forma general se considera que los sistemas de IR no son operativos cuando la pendiente es superior al 20% y funcionan con tasas reducidas de infiltración en el intervalo entre el 12% y el 20%.

Pendiente

En las instalaciones de IR no es recomendable la existencia de una excesiva pendiente ya que esto aumentaría la cantidad de escorrentía superficial así como la erosión, que puede conducir a unas condiciones inestables del suelo cuando éste está saturado.

La configuración del sistema de IR, así como las tareas necesarias de acondicionamiento de las balsas de infiltración, serán factores importantes a tener en cuenta ya que pueden determinar las máximas pendientes permisibles en un lugar de ubicación potencial.

Para el tratamiento mediante IR, la característica topográfica primaria es el control del movimiento lateral del agua así como los valores de percolación de las partes bajas de las balsas, que no deben verse afectados. Existen casos en los que se han construido sistemas de balsas de infiltración en laderas aterrazadas y en los cuales no se ha producido un drenaje subterráneo suficiente, de forma que el movimiento lateral del agua de la balsa de arriba afectaba a los valores de percolación de las balsas inferiores.

Relieve

El relieve y el terreno están interrelacionados y pueden afectar económicamente a la implantación de la instalación cuando es necesario bombear el agua residual desde el lugar donde se produce hasta la instalación. Los gastos de bombeo pueden llegar a ser los principales, sobre todo cuando hay grandes diferencias de elevación entre el lugar de producción del agua residual y el de tratamiento, reutilización o punto de descarga. Este coste debe ser valorado frente al coste de construcción de un sistema en el que el agua residual vaya al lugar de tratamiento por gravedad ya que puede haber grandes distancias entre el lugar donde se produce el agua residual y un lugar ideal con unas características de relieve, edáficas o de otro tipo más favorables.

Aporte de agua por escorrentía superficial

Las áreas propensas a ser invadidas por la escorrentía superficial no son adecuadas para la ubicación de balsas de infiltración, pues pueden producirse aumentos puntuales del agua que llega a las balsas. Esta agua no puede infiltrar y llega a producir daños en los componentes físicos del sistema de tratamiento.

Geología

Los estudios previos al diseño de un sistema de IR, deben incluir un apartado en el que se identifiquen las formaciones geológicas y discontinuidades que pueden causar patrones de flujo inesperados en la aplicación del agua residual y su percolación hasta el agua subterránea.

Si el material sobre el que se va a infiltrar el agua residual está fracturado o agrietado, el vertido puede llegar al agua subterránea rápidamente y el tratamiento, debido al reducido tiempo de residencia en el suelo, no sería eficaz. Igualmente, los niveles de agua colgada por encima del nivel freático pueden ser el resultado de una capa impermeable o semipermeable de roca o materiales arcillosos, que además de reducir la depuración, hacen que el flujo de agua sea difícilmente predecible.

También deben ser evaluadas otras discontinuidades geológicas, tales como fallas e intrusiones, pues influyen igualmente en el patrón de flujo y con ello en la calidad del agua y en su movimiento.

Microclima

Aunque en un apartado posterior se tratará el tema del clima de forma más extensa conviene reseñar que en el contexto de la ubicación física de las instalaciones, especialmente cuando estas son de tamaño muy reducido, las consideraciones microclimáticas, especialmente las relacionadas con aspectos como son:

- Las tasas de insolación.
- Exposición a los vientos dominantes
- Zonas preferentes de helada.

pueden ser muy importantes, sobre todo porque influyen sobre la tasa de evaporación del agua vertida en las balsas, y sobre la congelación de su superficie, incluso directamente sobre la cantidad de agua disponible para la infiltración y sobre las tasas de depuración conseguidas.

Usos actuales y futuros del suelo.

En muy raras ocasiones la superficie necesaria para construir las balsas de infiltración y los elementos accesorios, pertenecerá toda a una misma finca propiedad del ayuntamiento, por lo que probablemente habrá que proceder al inicio de expediente de expropiación o a la compra del mismo. Por ello, en cuanto se disponga de un plano con la situación de las zonas más favorables para la ubicación de las instalaciones de depuración, se tiene que preparar un estudio sobre el uso actual y potencial del suelo, su clasificación según las normas urbanísticas y la legislación aplicable.

3.2.2 Composición de las aguas residuales a tratar

Es necesario conocer la composición de las aguas residuales generadas en la población a la cual se pretende dotar de un sistema de IR. Estos análisis deben permitir conocer con seguridad:

- La existencia de vertidos no biodegradables que harían inviable el sistema de IR.
- El volumen y distribución estacional de los vertidos.
- La composición típica de las aguas, en especial su contenido en materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Para ello conviene tener al menos un muestreo mensual durante un año. La finalidad de este control es doble: ayudar al diseño de las balsas de infiltración, en función de la carga contaminante que se espera reciban y de los volúmenes vertidos, y por otra parte evitar la entrada en el sistema de compuestos no biodegradables que puedan ser tóxicos para el sistema bacteriano de depuración o puedan contaminar el sistema suelo-agua.

Los análisis del agua residual deben incluir, además de los componentes presentados en la tabla 3.1 (modificado de FAO, 1992), aquellos que, en función de las características de la población en estudio y de la actividad económica dominante en su entorno (ganadera, agrícola, industrial) sean aconsejables.

Tabla 3.1 Composición típica de las aguas residuales domésticas (mg/L).

	Carga fuerte	Carga media	Carga baja
Total de sólidos	1200	700	350
Sólidos disueltos ⁽¹⁾	850	500	250
Sólidos en suspensión	350	200	100
Nitrógeno (N)	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitrato	0	0	0
Fósforo (P)	20	10	6
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50
Carbono orgánico total	290	160	80
DBO ₅	300	200	100

⁽¹⁾ Los contenidos en sólidos disueltos y en cloruros pueden aumentar por la concentración de esos constituyentes en el agua de transporte.

Otros componentes importantes que deben ser controlados incluyen diversos metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Ni, Zn) y elementos como el Boro, o el arsénico.

Hay que tener presente, que en el caso de la infiltración rápida, la demanda bioquímica de oxígeno, los sólidos en suspensión o el contenido en materia orgánica raramente son

factores limitantes, aunque si determinantes del tamaño de las balsas o de los ciclos de humectación/desecado. Sin embargo, las aguas a infiltrar deben carecer de todo componente industrial no biodegradable o que sea susceptible de acumularse en el sistema suelo/acuífero.

Además, es imprescindible contar con un inventario exhaustivo de todas las actividades industriales, de cualquier índole, que se sitúen en el casco urbano de la población, independientemente de que declaren estar o no conectadas a la red de alcantarillado; sobre cada una de estas industrias se investigará:

- Actividad a la que se dedica.
- Tipo y volumen de vertidos líquidos que genera.
- Composición típica de estos vertidos.
- Destino de los vertidos.
- Separación selectiva de los residuos.
- Tratamiento que se da a los vertidos.
- Presencia de contaminantes no biodegradables.

Como norma general, se recomienda que el nivel de calidad del agua que va a ser vertido en las balsas de infiltración sea tal que no comprometa o pueda comprometer el uso presente o futuro del agua, en base a un estudio razonable de perspectivas de uso. Esto se garantiza si se tiene en cuenta si el agua subterránea:

- a) **Se emplea para el abastecimiento a la población:** antes de su vertido en las balsas de infiltración ha de haber sufrido al menos un tratamiento secundario sirviendo el tratamiento suelo-acuífero como tratamiento terciario o de afino.
- b) **No se emplea para abastecimiento pero pudiera serlo en un futuro:** antes de su vertido el agua ha de sufrir al menos un tratamiento primario. El nivel de depuración que previsiblemente se alcance en la zona de extracción del agua subterránea debe ser tal que un tratamiento normal de cloración u ozonización permita que el agua cumpla con las normas de aguas de abastecimiento.
- c) **No se usa para abastecimiento ni está previsto hacerlo:** no existe ningún requerimiento especial en cuanto a la calidad mínima del agua vertida excepto que todos sus componentes han de ser biodegradables y que el contenido en algunos parámetros (muy especialmente la materia en suspensión y el contenido en sodio) no afecte negativamente al lecho filtrante disminuyendo su capacidad de transmitir agua o de depurarla.
- d) **Va a servir para el riego de cultivos:** El aporte total de sólidos disueltos y de sustancias potencialmente tóxicas para los cultivos (boro, sodio, cloro) no han de sobrepasar en ningún caso los límites soportados por los cultivos.

3.2.3 Características climatológicas (termo-pluviometría, viento, evapotranspiración)

La evolución de los factores climáticos, tales como la precipitación, la evapotranspiración, la temperatura y el viento constituyen datos necesarios en el cálculo de:

- El balance de agua.
- El número de días que el sistema no puede operar (por ejemplo debido a heladas).
- Los ciclos de humectación/desecado.
- La escorrentía superficial que puede llegar a las instalaciones.

En general es necesario disponer al menos de 10 a 20 años de datos. La fuente de información meteorológica más adecuada para este tipo de estudios es el INM (Instituto Nacional de Meteorología) que dispone de información diaria acerca de las precipitaciones y temperaturas y en menor medida de insolación y velocidad del viento.

El informe climatológico debe incluir al menos cuatro apartados:

- Precipitación:** La precipitación es un aporte más a la balsa de infiltración, por ello es necesario contar con una descripción, tanto de las precipitaciones máximas, mínimas y medias mensuales, para cada año tipo, como de su distribución diaria. También es conveniente hacer un análisis de la distribución de las tormentas, especialmente en los lugares donde sean frecuentes fenómenos tipo gota fría.
- Temperaturas:** La evaporación directa puede suponer un porcentaje no despreciable de la pérdida de agua de la balsa de infiltración, y puesto que en la evaporación influye directamente la temperatura ambiente habrá que contar con un estudio de distribución de las temperaturas.
- Viento:** Cuando sea posible habrá que evitar situar las balsas en lugares azotados por el viento, que junto con la temperatura elevada son los principales causantes de la evaporación del agua. En el caso, poco frecuente, de aplicar el agua mediante aspersores es necesario evitar que el viento pueda arrastrar partículas de agua hacia la población o zonas de cultivo de consumo directo.
- Evapotranspiración:** Necesaria para realizar el balance total de agua en las balsas, aunque se pueden emplear métodos basados en formulaciones empíricas, el más común en nuestro país es el de Thornthwaite; se recomienda la toma directa de datos instalando un evaporímetro.

Las tasas normales de evaporación en balsas de infiltración oscilan entre 0,6 m/año en regiones frías y más de 2 m/año en regiones áridas, estas tasas son generalmente un porcentaje reducido del total de agua infiltrada.

3.2.4 Características físicas, químicas e hidráulicas del suelo que constituye el lecho filtrante

En este apartado se considerará el suelo de forma amplia, incluyendo además del suelo edáfico los primeros metros de la zona no saturada en la que se producen de forma intensa los procesos responsables de la depuración de las aguas residuales, en su camino hacia el nivel saturado.

No todos los suelos tienen las características adecuadas para albergar un sistema de infiltración y tratamiento de aguas residuales (Jenssen et al, 1990). De hecho, muchas defi-

ciencias en el funcionamiento y gran número de fallos ocurridos en instalaciones de este tipo se han atribuido a una insuficiente caracterización del suelo (Hill and Frink, 1980; Plews and DeWelle, 1985).

La caracterización del suelo ha de realizarse desde tres puntos de vista:

- **Física:** influye sobre las propiedades hidráulicas pero también sobre el efecto de filtrado mecánico del lecho filtrante, el tiempo de tránsito del agua, etc.
 - Textura.
 - Estructura.
 - Profundidad.
- **Química:** influirá básicamente en la capacidad de depuración del suelo. En este apartado se incluye:
 - pH.
 - Capacidad de intercambio catiónico.
 - Niveles de nutrientes.
 - Capacidad de adsorción y filtración para iones inorgánicos.
- **Hidráulica:** Permite conocer la cantidad de agua que puede ser infiltrada por unidad de superficie y por tanto es determinante a la hora de establecer las dimensiones del sistema de depuración y la máxima población que puede ser atendida por un determinado sistema.
 - Capacidad de infiltración.
 - Permeabilidad.

Los sistemas de IR requieren suelos lo suficientemente permeables como para soportar elevadas cargas hidráulicas y a la vez proporcionar un tratamiento adecuado al agua residual. Donde la eliminación de nitrógeno es importante, es recomendable que el suelo tenga suficiente capacidad de intercambio catiónico para absorber amonio durante su fase de inundación, que puede ser nitrificado y desnitrificado durante la fase de desecado del mismo. Esto es factible normalmente cuando hay un pequeño porcentaje de arcilla en el suelo.

De todas formas antes de proceder a una caracterización exhaustiva del medio, puede suponer un importante ahorro económico y de tiempo la realización de un estudio previo mediante la excavación de catas de inspección mediante una retroexcavadora. En estas catas podrá hacerse un primer diagnóstico del tipo de materiales que constituyen la porción más superficial de la zona no saturada e investigar la presencia de fracturas, cambios litológicos inesperados o estratos poco permeables próximos a la superficie.

Este tipo de estudios preliminares deben realizarse hasta una profundidad mínima de 3 metros. En zonas pequeñas se recomienda la apertura de 2 ó 3 catas como mínimo. Estas catas deben servir además para la toma de muestras que permiten determinar la textura y estructura de los horizontes del suelo, la densidad de los materiales, la presencia de colores diagnóstico pueden servir para la realización de ensayos de infiltración a diversas pro-



Foto 3.4 La realización de una prospección previa mediante la excavación de catas, con una profundidad mínima de 3 metros, puede ahorrar mucho dinero y esfuerzo. Este trabajo permitirá descubrir la presencia de discontinuidades geológicas o hidrogeológicas, no visibles en superficie y que pueden afectar muy negativamente al funcionamiento del sistema de IR.

fundidades. Además, es recomendable tomar una muestra grande (hasta 40 kg) para realizar en laboratorio ensayos de pérdida de permeabilidad por compactación.

Perforación de sondeos de control

Cuando los resultados obtenidos en las catas excavadas, hacen prever que nos encontramos en una ubicación adecuada para la instalación de un sistema de IR, es necesario realizar ensayos a mayor profundidad en los lugares en los que realmente se van a construir las balsas. Esto se hace mediante la construcción de sondeos de control. En pequeñas instalaciones será suficiente con la realización de uno o dos sondeos, pero en instalaciones más grandes, se recomienda realizar al menos una perforación en cada uno de los tipos de suelos mayoritarios de la zona. Si ésta es edafológicamente muy uniforme, es suficiente con realizar una perforación por cada 1 ó 2 ha (instalaciones de más de 20 ha). Para sistemas menores (por debajo de 5 ha) es aconsejable realizar de 4 a 6 perforaciones en total.

Si es posible las perforaciones deben alcanzar el nivel freático y dejarse equipadas de forma que permitan la toma de agua subterránea. Estas perforaciones si están correctamente construidas y desarrolladas, pueden servir para la realización de ensayos hidráulicos del acuífero.

Los métodos de perforación más adecuados son los que permiten obtener la muestra inalterada, sin empleo de lodos de perforación. Se recomienda la toma de una muestra por

metro de perforación hasta los 6 metros y luego una muestra cada dos metros. Ante la aparición de variaciones evidentes en la litología se tomará una muestra nueva.

La descripción visual de cada muestra se hace en campo, esta se guarda en bolsas de plástico para realizar análisis químicos y mineralógicos. Si se usa una técnica de perforación seca, se puede observar la posición del nivel freático antes de cerrar el hueco. Donde los suelos son relativamente uniformes en profundidad, es posible obtener muestras alteradas e inalteradas alternativamente de la misma perforación. Cuando los perfiles cambian significativamente con la profundidad, es recomendable practicar una segunda perforación a tres metros de la primera para tomar las muestras inalteradas que aseguren su continuidad. Normalmente es suficiente tomar un conjunto de muestras inalteradas cada 10 m en la zona de las balsas de IR.

Dentro de cada unidad identificada como de suelo mayoritario en las muestras inalteradas se puede colocar un tubo Shelby de 8 cm de espesor a una profundidad mínima de 30 cm. Es recomendable colocar al menos un tubo por perforación, si el suelo es uniforme (isotrópico y continuo). En estos tubos se sella el final y son transportados al laboratorio para ser analizados. Puede que no sea posible obtener tubos de muestras de arenas gruesas, con gravas, sueltas y secas. En estos casos se hace necesario realizar la apertura de catas.

a) Características físicas

Textura

La textura es importante porque determina dos propiedades fundamentales del suelo como depurador: funcionamiento como filtro mecánico y sus propiedades hidráulicas.

Las clase textural en la que puede ser incluido un suelo se define en base al porcentaje relativo de los tres tamaños de partícula principales: arena, limo y arcilla. Generalmente se recurre al empleo de un diagrama triangular para representar la situación de un determinado material en la clasificación textural. Tanto la definición del rango de tamaños que determinan una clase textural como las clasificaciones basadas en los triángulos texturales son arbitrarias, aunque las más comúnmente empleadas son únicamente dos o tres. En la figura 3.2 se representa el triángulo de clases texturales de uso común en estudios edáficos.

Los mejores suelos para la instalación de un sistema de IR son los que se encuentran en un rango de textura entre areno-margosos, margo-arenosos y de arena fina. Tales suelos deben tener una profundidad de al menos 1 metro antes de llegar al material grueso.

Con objeto de minimizar el movimiento del material suspendido en el suelo y evitar la colmatación de los estratos más profundos del suelo, los perfiles en los que el material fino se encuentra arriba y el grueso bastante más abajo, son más aconsejables que a la inversa. Se debe evitar el empleo de suelos que presenten rocas fracturadas, arenas gruesas o gravas a poca profundidad, porque en estos casos el suelo no podría retener el agua residual lo suficiente para ejercer sobre ella su efecto depurador y ésta percolaría rápidamente debido a la presencia de una elevada macro-porosidad llegando al acuífero prácticamente sin depurar.

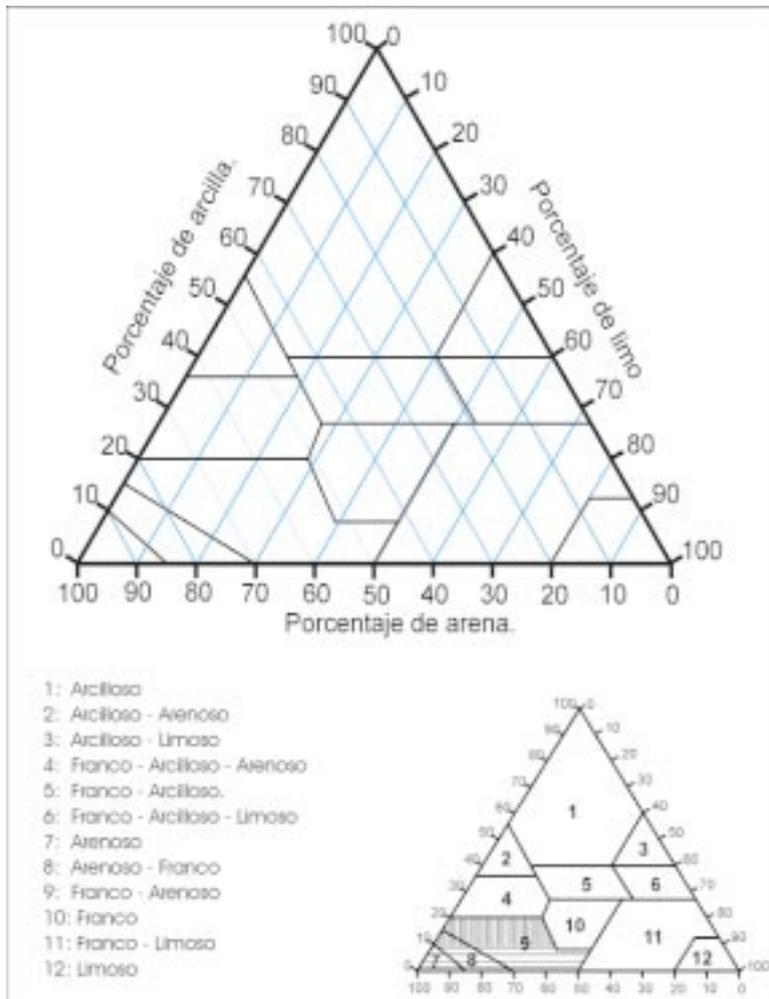


Figura 3.2 Diagrama de clases texturales. Rayado se muestran los materiales adecuados para IR

En el otro extremo se encontrarían aquellos suelos que presentan estratos con gran cantidad de materiales finos que no permiten la infiltración de las cargas hidráulicas deseadas. Del mismo modo que los anteriores, tampoco es aconsejable su uso debido a su baja permeabilidad.

Estructura

Cuando se habla de estructura de un suelo se hace referencia a la agregación de las partículas en grupos que denominamos agregados. Un suelo bien estructurado con grandes huecos entre los agregados puede transmitir el agua más rápidamente que un suelo mal estructurado con la misma textura.

Las unidades estructurales se distinguen por hallarse separadas entre sí por huecos, que pueden transmitir agua, o por superficies de debilidad mejor o peor definidas. En el análisis de la estructura de un suelo es necesario analizar: superficies de debilidad, forma y tamaño de los agregados, dureza y friabilidad de los agregados, estabilidad, mecanismos de formación y distribución y conexiones del espacio poral.

Es muy importante tener en cuenta que un agregado verdadero, tiene que ser estable en contacto con el agua, es decir la unión entre sus partículas individuales debe mantenerse después de la humectación, esto es importante porque permite que el agua siga moviéndose a través del agregado una vez humedecido el suelo.



Foto 3.5 La formación de agregados es responsable de la mayor parte de la permeabilidad de los suelos bien desarrollados. En la imagen de la izquierda se observa el material filtrante antes de comenzar los vertidos, en la imagen de la derecha se aprecia claramente la formación de los primeros agregados gracias al aporte de materia orgánica.

El tamaño de los agregados puede variar en un rango muy amplio, pero está aceptado (Warkentin, 1980) que a partir de 5 mm puede hablarse de agregados, de 200 a 1000 μm de microagregados, en el rango de 50 μm de clusters o flóculos, entre 1 y 5 μm de dominios y por debajo de este tamaño de láminas de arcilla y cristales de arcilla.

Los mejores suelos para la construcción de un sistema de infiltración rápida, desde el punto de vista de su estructura, son aquellos con textura fina que están bien estructurados, es decir, con fuertes agregados.

Es importante asegurarse que la estructura no se va a perder debido a la aplicación del agua residual. Esta posibilidad puede existir ya que al participar el sodio en el complejo de cambio, puede originar la desestructuración de las arcillas, que a su vez repercutiría en una disminución de la permeabilidad del suelo.

Porosidad

El valor de la porosidad de un suelo o de una formación acuífera determina su capacidad de transmitir y almacenar agua, de ello puede deducirse la importancia que puede tener su correcta determinación. Es necesario distinguir la porosidad total del suelo de aquella que realmente contribuye al flujo del agua, porosidad eficaz.

Profundidad

La profundidad del suelo (de la zona no saturada) es muy importante ya que condiciona el tiempo de contacto entre el agua residual y las partículas responsables de la eliminación de los componentes no deseables.

La retención de los compuestos del agua residual, tales como fósforo, nitrógeno, metales pesados y micro-organismos, varían en función del tiempo de residencia del agua en el suelo y del grado de contacto entre los coloides del suelo y los componentes del agua residual (éstos aumentan con la profundidad del nivel freático y la presencia de elementos más finos).

La profundidad mínima necesaria del suelo, según la EPA (EPA, 1984) para un sistema de IR, varía de 1 a 15 m. No obstante, la profundidad del material hasta la zona saturada suficiente para la depuración dependerá de la textura que tenga el suelo; no será igual la profundidad necesaria para un suelo con textura muy gruesa, por el que el agua pasa con gran rapidez, que la profundidad necesaria para un suelo con textura más fina, en el que el tiempo de retención del agua en la zona no saturada es mayor.

Es por este motivo por lo que en las experiencias llevadas a cabo en IR no se mantiene una profundidad fija para todas. Como ejemplo pueden servir las experiencias recogidas en la tabla 3.2.

Tabla 3.2 Profundidad del nivel piezométrico en las principales experiencias de IR.

Experiencia	Tipo de suelo	Profundidad del nivel piezométrico
¹ Saint Symphorien de Lay (Francia)	Arenoso	1,7 m
² Ben Sergao (Marruecos)	Arenoso	3 m
³ 23 rd Avenue, Phoenix (Arizona)	2/3 margo arenoso y 1/3 arena gruesa con grava	15 m
⁴ Flushing Meadows Project, Phoenix (Arizona)	Margo arenoso, arena gruesa y grava en profundidad.	75 m

¹Guilloteau et al, 1993; ²Guessab et al, 1993; ³Bouwer & Rice, 1984; ⁴Bouwer et al, 1980.



Foto 3.6 Cuando a la escasa profundidad del suelo se une un exceso de permeabilidad es muy difícil garantizar la correcta depuración del vertido, haciendo imposible su empleo en sistemas de depuración natural. En el ejemplo de la foto, el nivel freático está apenas a 90 cm de la superficie, el material son arenas y las condiciones redox reductoras.

Color

El color en el perfil de un suelo es un buen indicador de las características de drenaje del mismo (Brady, 1974). Los suelos con colores rojizos, amarillos y marrones amarillentos indican la existencia de buenas condiciones de oxidación y aireación y ausencia de saturación. Por el contrario los suelos que se encuentran en zonas umbrías suelen mostrar colores grises o azulados, si están poco oxigenados, cuando se encuentran en condiciones permanentes de saturación. Los suelos mal drenados o estacionalmente saturados suelen alternar vetas o filones de elementos oxidados y reducidos. A este tipo de suelos se les denomina suelos moteados y, aunque sería necesario profundizar más en su estudio, se han tomado como el primer indicador de la elevación estacional del nivel freático.



Foto 3.7 Los suelos con periodos alternos de humectación desecado suelen presentar precipitaciones de óxidos de hierro claramente visibles a simple vista.

b) Características químicas

El balance de los constituyentes químicos en los suelos es importante en la depuración del agua residual, así como los mecanismos de retención de ciertos constituyentes. Es importante conocer las propiedades químicas del suelo antes de diseñar la instalación para poder determinar a priori los cambios que pueden ocurrir durante la operación. Algunos de los indicadores de las condiciones del suelo son:

- pH.
- Salinidad.
- Capacidad de cambio catiónico.

- Porcentaje de sodio intercambiable.
- Porcentaje de saturación en bases.
- Niveles de nutrientes y metales.

Las muestras procedentes de las perforaciones y de las catas se llevan al laboratorio donde se les somete a análisis químicos, físicos y mineralógicos. Como mínimo es necesario analizar las muestras pertenecientes a todos los horizontes que forman los suelos de aquella unidad que finalmente constituirá la superficie de las balsas de infiltración. Las muestras pueden obtenerse de la misma unidad de suelo de diferentes catas o de la misma cata a diferentes profundidades. Para cada una de las unidades de suelo analizadas se obtiene un conjunto de datos químicos y mineralógicos que luego deben ser evaluados. En grandes instalaciones, como mínimo es necesario realizar diez análisis químicos y diez mineralógicos por cada 10 ha del área que se va a usar para la construcción de las balsas de infiltración.

Los análisis químicos permitirán conocer:

- % de materia orgánica
- Fósforo
- Hierro
- Magnesio
- Potasio
- Manganeso
- Calcio y sodio (cambiable)
- Saturación en bases
- pH
- Capacidad de intercambio catiónico
- Conductividad eléctrica.

Los análisis mineralógicos, normalmente mediante difracción de rayos X, sólo serán necesarios cuando los análisis físicos indiquen la presencia, en cantidades significativas, de arcilla en la muestra de suelo.

En situaciones especiales puede que sea necesaria la realización de un análisis adicional para determinar la capacidad de adsorción de fósforo. Esto se debe a que el fósforo puede ser un parámetro importante en los sistemas de IR en los casos en los que los análisis hidrogeológicos muestren que el agua percolada pueda llegar a aguas superficiales adyacentes con fuertes limitaciones en fósforo.

Es recomendable que los resultados de laboratorio de los análisis de adsorción de fósforo se multipliquen por un factor de 5 para tener en cuenta la precipitación lenta del fósforo a lo largo del perfil del suelo. (Reed & Cries, 1984).

En las muestras de suelo inalteradas obtenidas mediante tubos Shelby se analiza el peso de la unidad seca, el contenido en humedad, y la gradación textural. Conviene determinar la densidad aparente del suelo o si ello no es posible tomar el valor 2,69 que es válido para la mayoría de los suelos, con este valor se pueden calcular mediante procedimientos estándar (Brady, 1974 y Terzaghi & Peck, 1964) la porosidad y el grado de saturación.

Representando la gradación textural en papel semilogarítmico estándar se obtienen los coeficientes de tamaño efectivo y de uniformidad (Brady, 1974 y Terzaghi & Peck, 1964). Estos cálculos pueden realizarse de igual forma con los resultados de las medidas de densidad en campo procedentes de las pruebas de perforación.

Si es necesaria la determinación de la permeabilidad en el laboratorio, se puede realizar a partir de muestras inalteradas. Los procedimientos básicos pueden encontrarse en la revista *Soil Science Society of America Journal* 46(4):866-880 y ASTM Standards.



Foto 3.8 La toma de muestras inalteradas permite la obtención de parámetros como la densidad real, la humedad o la porosidad.

c) Evaluación de los resultados

Los resultados de todos los análisis han de ser revisados y evaluados por expertos en la materia. Esto es especialmente importante en lo referente a los datos químicos y mineralógicos en aquellos lugares en los que la construcción del sistema y su operación puedan alterar las reacciones de los suelos y su estructura mineral (cambio químico y lixiviación, cementación, hinchamiento de arcillas, etc.)

Si los resultados de los análisis indican que un alto porcentaje de la arcilla es montmorillonita, la CIC puede ser relativamente alta, además se podrían originar problemas en la infiltración causados por el hinchamiento de las mismas. Algunas combinaciones entre vermiculitas y montmorillonitas pueden ser problemáticas, si el contenido total de arcillas excede del 10%. Los suelos con un porcentaje de arcillas mayor del 10% tienen una gran probabilidad de estar sujetos a cambios físicos y a lixiviación química, por lo que puede ser necesario realizar en ellos algún tipo de enmienda para su uso como superficie de infiltración en un sistema de IR. En principio, como norma general, los suelos arcillosos no serán muy recomendables para su uso en IR.

Los resultados de las observaciones de campo y de los análisis de laboratorio de las características físicas se combinan y se representan en un mapa de situación, de este mapa se pueden representar perfiles en los que podamos estudiar las características del lugar en el que se pretenden construir las balsas de infiltración y a la vista de los resultados, (conocimiento del tipo de materiales que forman los distintos estratos del suelo, movimiento del agua, etc.) se tomará la decisión final sobre la localización de las balsas.

3.2.5 Características hidráulicas del sistema suelo-zona no saturada-acuífero

Las propiedades hidráulicas del sistema suelo-zona no saturada-acuífero, determinan la cantidad de agua que puede ser infiltrada por unidad de superficie y de tiempo, la eficacia del sistema como filtro mecánico y la resistencia del sistema a sufrir procesos de colmatación mecánica o biológica. Además del valor que tomen estas variables dependerán parámetros básicos de diseño, en especial la distribución de las balsas, su tamaño y en cierta medida la periodicidad y duración de los ciclos de humectación-desechado.

Es necesario conocer, no solo las propiedades puntuales, relacionadas principalmente con la capacidad de infiltración y depuradora del lecho filtrante, sino también el esquema de flujo local y regional. Por tanto, en el estudio deben diferenciarse tres escalas de trabajo:

- Puntual
- Local
- Regional

Cada una de ellas proporcionará información útil para el diseño y mantenimiento del sistema de IR.

Entre los datos más relevantes que deben ser determinados están:

- **Capacidad de infiltración y permeabilidad superficial del material que formará el lecho filtrante:** Determinará la carga hidráulica máxima que se puede verter por unidad de tiempo y superficie.
- **Profundidad del agua subterránea y su fluctuación estacional:** Determinan la zona de aireación y del grado de renovación que se produce.
- **Características hidráulicas del acuífero:** Fundamentalmente la permeabilidad, transmisividad y coeficiente de almacenamiento.
- **Direcciones preferentes de flujo:** Pues de ellas dependerá entre otras cosas el impacto sobre zonas húmedas, ríos, captaciones de abastecimiento, etc..
- **Presencia de niveles colgados y otras discontinuidades relevantes:** Dichos niveles y discontinuidades pueden limitar la capacidad de infiltración del sistema, a pesar de que la permeabilidad superficial sea adecuada.
- **Conductividad hidráulica saturada** (de la zona no saturada y saturada): Su determinación es importante pues es imprescindible para conocer los patrones de flujo del agua subterránea y estimar la capacidad de infiltración del suelo.
- **Conductividad hidráulica no saturada** (del suelo): La conductividad hidráulica es

un parámetro fuertemente dependiente del contenido en humedad del material en estudio; la presencia de aire en el medio cambia radicalmente la estructura y continuidad del espacio poral conectado hidráulicamente y la sección eficaz de flujo. Todas estas razones hacen necesario conocer las características del flujo en condiciones de no saturación.

- **Rendimiento específico:** Es necesario para la determinación de otras variables del acuífero y especialmente en los estudios de evolución de los niveles piezométricos como consecuencia de la extracción de agua o de la recarga.

Muchos de los datos necesarios para la evaluación del agua subterránea, pueden ser determinados a través del estudio de pozos existentes o del análisis de la documentación que se generó en su construcción y acondicionamiento, por ello es necesario hacer un inventario exhaustivo de todas las captaciones de agua subterránea existentes en la zona en estudio. Se pueden evaluar los datos históricos de calidad, niveles del agua y cantidades bombeadas. Tales datos incluirán la variación de nivel de las aguas subterráneas, así como las variaciones durante un periodo de varios años.

a) Medida de la capacidad de infiltración superficial

La capacidad de infiltración se puede definir como la velocidad a la que el agua es capaz de penetrar en su interior desde la superficie. Cuando el perfil de suelo está saturado la capacidad de infiltración coincide con la conductividad hidráulica. Si el perfil no está saturado la capacidad de infiltración será mayor debido a que el agua tiende a rellenar rápidamente los poros grandes y las grietas debidas a la porosidad secundaria, además las fuerzas de succión pueden hacer que el agua sea retirada de la superficie rápidamente.

La capacidad de infiltración depende básicamente de la textura y la estructura del suelo. Otros factores, como la composición del agua, la vegetación o las labores agrícolas (arado) influyen también en esta variable. En general, no puede afirmarse que la capacidad de infiltración medida con agua limpia coincida con la que se hubiese medido con agua residual, aunque las diferencias no suelen ser significativas.

La capacidad de infiltración varía con el tiempo debido al desarrollo de los procesos de colmatación aunque es muy difícil predecir cual va a ser la evolución de un suelo determinado; en general es necesario tomar los valores medidos como valores máximos.

Básicamente se usan cuatro métodos para la determinación de la capacidad de infiltración:

- Infiltrómetros de cilindro.
- Permeámetros de aire.
- Balsas de inundación.
- Infiltrómetros de simulación de lluvia.

Todos estos métodos pretenden definir esencialmente los mismos parámetros, pero su fiabilidad varía en función de las condiciones individuales de cada ensayo, siendo recomendable que el área ensayada y el volumen de agua empleados sean lo mayores posibles.

Además, debido al principio de funcionamiento, los simuladores de lluvia provocan el impacto de las gotas sobre el suelo, esto puede modificar las condiciones superficiales del área en ensayo, los resultados obtenidos pueden ser muy diferentes. Habrá que emplear aquellas técnicas que se asemejen más a la forma en la que el agua será vertida en la balsa de infiltración por ejemplo, emplear los simuladores de lluvia si se va a aplicar el agua mediante aspersores.

En el caso de que se sospeche la existencia de niveles menos permeables que la superficie del terreno, los ensayos deberán realizarse también sobre estos, con el fin de obtener datos lo mas conservativos posibles.

En la tabla 3.3 se comparan las técnicas de medida de la infiltración.

Tabla 3.3 Comparación entre las diversas técnicas de medida de la capacidad de infiltración (EPA, 1984)

Técnica de medida	Agua empleada en cada test (litros)	Equipo necesario	Comentarios
Balsa de infiltración	3.000 –10.000	Retroexcavadora	Pueden emplearse tensiómetros
Infiltrómetro de cilindro	400-700	Equipo de cilindros	Es preferible emplear cilindros del mayor tamaño posible (1 m).
Infiltrómetro de lluvia	1-000-1.200	Bomba, depósito, rociadores	Conviene partir de un suelo llevado a capacidad de campo.
Permeámetro de aire	10	Aparato específico	Permite determinar la conductividad hidráulica vertical, si se emplea para medir la conductividad de un sistema en capas se emplea como valor la media armónica.

b) Determinación de la capacidad de infiltración mediante infiltrometría de doble anillo

La medida de la capacidad de infiltración mediante la técnica del doble anillo, presenta como principales ventajas la facilidad de operación y la posibilidad de obtener datos de capacidad de infiltración a diferentes profundidades, mediante la excavación de catas adecuadas. Además la superficie de ensayo es relativamente grande (los anillos pueden tener hasta 1 metro de diámetro).

La principal fuente de error en las medidas con cilindros de infiltración es el flujo lateral del agua cuando el suelo no está totalmente saturado, debido a la succión capilar, este efecto hace que los valores de infiltración, dentro del cilindro, sean significativamente más altos que los valores obtenidos para un dispositivo de infiltración mucho más grande como puede ser la balsa de infiltración, además es necesario que la lámina de agua de ensayo en el cilindro sea lo más pequeña posible para que la existencia de un gradiente demasiado grande no desvirtúe las medidas.

Para la realización del test es necesario clavar en el suelo, de 10 a 15 cm, una pareja de cilindros metálicos concéntricos. El tamaño de los cilindros es muy variable pero como norma general cuanto mayores sean mejor serán los resultados obtenidos. Los más usados tienen unos diámetros de 70-80 cm el cilindro exterior y 35-40 cm el interior, la altura suele ser de unos 35 cm

Los cilindros se llenan de agua hasta un nivel adecuado (10-15 cm) teniendo cuidado de no alterar el material que hay en el fondo (se suele colocar una bandeja mientras se rellenan). Mediante un dispositivo de medida (un boya o regla graduada) se mide, en el cilindro interior, el descenso del agua con el tiempo. La razón de ser del cilindro exterior es evitar que la medida realizada en el cilindro interior se vea afectada por la expansión lateral del bulbo de humectación. En la figura 3.3 se puede ver un esquema de funcionamiento del dispositivo descrito.

Las medidas tomadas no son válidas hasta que no se produce una estabilización del flujo que al principio puede ser bastante más rápido que en condiciones de equilibrio; este puede tardar en alcanzarse desde algunos minutos (en suelos arenosos permeables) hasta más de 12 horas en suelos arcillosos con grietas de retracción, incluso, en casos excepcionales, varios días.

Si las medidas se toman con suficiente cuidado, se obtiene un valor para el componente vertical del flujo.

La instalación del cilindro es una fase crítica, deben emplearse dispositivos con la pared fina (2-3 mm como máximo) y biselada en el extremo con el fin de que penetren bien en el material del suelo. Hay que evitar a toda costa los movimientos laterales del dispositivo que pueden provocar la comunicación entre el cilindro interior y exterior, anulándose de esta forma el efecto de doble cilindro.

Se ha demostrado que aunque el infiltrómetro de doble anillo se sigue usando y es recomendable, no elimina totalmente el efecto de la divergencia en la infiltración.

Los infiltrómetros de anillo simple dan resultados razonables solo en suelos que presentan una costra o una colmatación superficial, estando los valores de infiltración controlados por la misma. En estos casos, el infiltrómetro de doble anillo, teóricamente no es necesario, excepto si la instalación del cilindro puede perturbar la costra en el suelo de



Foto 3.9 Mediante la excavación de catas es posible la medida de la capacidad de infiltración de los diferentes horizontes del suelo.

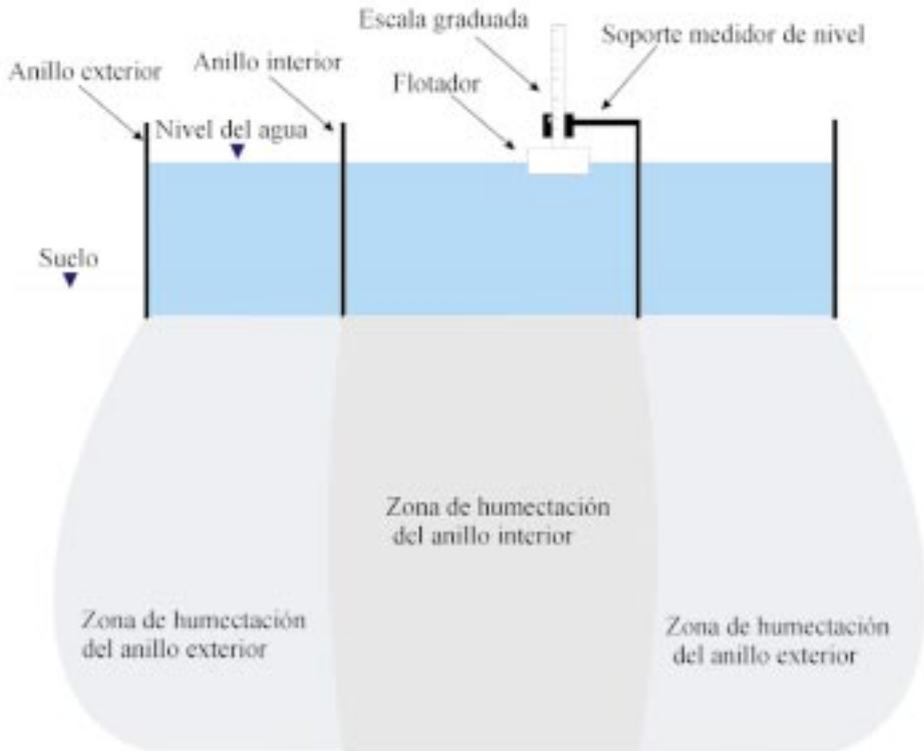


Figura 3.3 Esquema de funcionamiento de un medidor de doble anillo.

forma que un nivel constante de agua amortiguando alrededor del cilindro interno pueda mejorar la precisión en la medida.

La divergencia del flujo bajo un infiltrómetro de cilindro simple está gobernada por los valores de entrada de agua. Cuanto más finos son los suelos y más pequeños los valores, mayor es la divergencia y por tanto los datos obtenidos de los cilindros pueden sobrestimar la verdadera infiltración vertical de un área grande.

Quizá la caracterización de los valores de infiltración para un proyecto de este tipo con infiltrómetros grandes puede ser cara. Para reducir los costes y el esfuerzo, se ha desarrollado un procedimiento simplificado para convertir los valores de infiltración a corto plazo, medidos con un infiltrómetro de cilindro simple convencional, a valores finales de infiltración para grandes áreas (asumiendo que el suelo es uniforme y que no se producen otros efectos como colmatación, actividad biológica, etc.).

Para este propósito, puede ser apropiado el uso de un cilindro de 60 cm de diámetro y 30 cm de altura con un bisel. El cilindro de acero se introduce en el suelo hasta una profundidad de 2 a 5 cm y el suelo pegado a la cara interna y externa del cilindro se compacta contra ellas para proporcionar un buen contacto entre éste y el suelo. Cuando el cilindro

está lleno hasta arriba, se deja de verter agua y se mide el tiempo que el agua tarda en bajar unos 5-10 cm, se mide el descenso, y , y el tiempo transcurrido, y el cilindro se vuelve a llenar hasta arriba.



Foto 3.10 Ensayo de infiltración simplificado mediante el empleo de un anillo único. Un periodo de lluvias intenso y prolongado garantizaba que el suelo se encontraba a capacidad de campo y permitió el empleo de un anillo único para la realización de las medidas.

El experimento debe repetirse durante 6 horas o hasta que la infiltración acumulada alcance los 50 cm, lo que ocurra primero. En el último vertido de agua se mide la profundidad del agua alcanzada en el cilindro y_n y el tiempo en alcanzarla para obtener el incremento de tiempo Δt_n para y_n . Se usa una excavadora para profundizar en el suelo y determinar la distancia x de humectación lateral.

El valor de la infiltración i_n durante el último vertido de agua al cilindro se calcula como $y_n/\Delta t_n$. Debido a que la mayoría del flujo en la zona humectada es hacia abajo, se puede asumir que el flujo es vertical en toda la zona humectada, de forma que los valores correspondientes al flujo descendente i_w en la zona mojada se calculan como:

$$i_w = \frac{i_n \pi r^2}{\pi (r+x)^2}$$

La profundidad del frente humectante L al final de la experiencia se calcula a partir de la infiltración acumulada y_t , que es la suma de las bajadas de nivel del agua dentro del cilindro durante el tiempo que ha durado la experiencia,

$$L = \frac{y_t \pi r^2}{n \pi (r+x)^2}$$

Donde n es la porosidad del suelo susceptible de albergar el agua vertida. El valor de n se estima a partir de la textura del suelo y el contenido inicial de agua. De esta forma, el

valor de n puede ser aproximadamente de 0,3 para suelos secos y uniformes, 0,2 para suelos moderadamente húmedos y 0,1 para suelos relativamente húmedos. Los suelos con varios estratos suelen tener valores más bajos de n que los suelos uniformes. El valor de L también se puede determinar excavando inmediatamente después del test para ver qué profundidad del suelo se ha mojado. Esto se ve más fácilmente si el suelo inicialmente está muy seco y hay un buen contraste entre el suelo mojado y el seco. Aplicando la ecuación de Darcy al flujo descendente en la zona mojada durante la infiltración del último agua vertida en el cilindro y asumiendo nuevamente que el flujo es vertical en toda la zona mojada entonces obtenemos

$$i_w = K \frac{(z + L - h_{we})}{L}$$

donde z es la profundidad media del agua en el cilindro durante el último descenso del agua al ir infiltrándose y_n . El término h_{we} es el valor de la entrada de agua en el suelo y se usa para estimar la succión del frente de humectación al ir descendiendo. El valor de h_{we} se estima para un suelo determinado a partir de los valores listados anteriormente.

Debido a que K es ahora el único valor desconocido, se puede determinar mediante la siguiente ecuación

$$K = \frac{i_w L}{(z + L - h_{we})}$$

Este valor calculado de K se puede usar como estimación de los valores de la infiltración a largo plazo en áreas poco profundas, grandes e inundadas, sin colmatación superficial y sin estratos restrictivos en profundidad. Debido al aire que queda atrapado en los poros, K de la zona húmeda es menor que K_{sat} en condiciones de saturación; por ejemplo, sobre 0.5 K_{sat} para suelos arenosos y sobre 0,25 K_{sat} para suelos más finos (Bouwer 1978).

En los casos en que los datos obtenidos en los ensayos con infiltrómetros parezcan prometedores, se puede pasar a realizar algún ensayo en balsas de infiltración, para contrastar la validez de los datos obtenidos mediante los ensayos con los infiltrómetros de cilindro desde el punto de vista de la variabilidad lateral y espacial del suelo y para estudiar la evolución de la infiltración a largo plazo (durante al menos un año, si es posible) para medir los efectos de la colmatación, especialmente si el agua a verter posee sólidos en suspensión o es residual.

c) Ensayos de inundación

Los ensayos de inundación consisten en la preparación de una pequeña balsa de infiltración (excavada o no según se tenga previsto en el diseño final de las instalaciones) en la que se vierte agua hasta un nivel similar al que tendrán las balsas operativas y se mide la capacidad de infiltración de las mismas. La realización de este tipo de ensayos, suele proporcionar resultados de mayor fiabilidad que el empleo de infiltrómetros de anillo o simuladores de lluvia a pequeña escala. Para que los datos obtenidos sean representativos del material en estudio es necesario que el área inundada tenga suficiente extensión, al menos 12 m² y tener la seguridad de que el material se encuentra perfectamente saturado antes de comenzar el ensayo.

Obviamente este tipo de pruebas requieren un volumen de agua importante, y en ocasiones es este el principal problema operativo. El control de la humedad del suelo se lleva a cabo mediante la instalación de tensiómetros u otros dispositivos de control de la humedad in situ, generalmente es suficiente con instalar seis sensores, desde unos 15 cm de profundidad hasta unos 15 cm por debajo de la interfase entre los dos últimos horizontes; en cualquier caso la instalación de los tensiómetros dependerá de la distribución en perfiles del suelo en estudio.

Un problema importante que hace que los datos medidos lo sean por exceso cuando la balsa de ensayo es excavada, es el flujo lateral de agua a través de las paredes de la excavación. Como norma general, pero especialmente cuando se trabaja con materiales finos o la balsa es pequeña (una relación ancho/alto menor de 100) conviene impermeabilizar, por ejemplo con bentonita, sus paredes.

La balsa ha de ser inundada varias veces para calibrar los aparatos y asegurar las condiciones de saturación. El ensayo definitivo, que se suele realizar tras 24 horas de ensayos preliminares, en la mayoría de los suelos, que potencialmente pueden servir de lecho filtrante, deberá tener una duración de 3 a 8 horas.

Debido a que el propósito básico del ensayo es definir la conductividad hidráulica de los primeros horizontes del suelo, en la mayoría de los casos se puede emplear agua limpia (con la misma composición iónica que el agua residual que se pretende verter).

Hay una excepción notable, si el agua residual que se va a tratar en el sistema de infiltración directa sobre el terreno, tiene un alto contenido en sólidos en suspensión (algas, residuos industriales biodegradables), es necesario utilizar un líquido similar en el ensayo. Tales sólidos colmatan la superficie de infiltración por lo que el ensayo con agua limpia podría dar un resultado engañoso para el diseño de las balsas. Además el ensayo tiene que durar el tiempo suficiente (quizá varias semanas) para determinar el ciclo de humectación / desecado propuesto para este sistema de infiltración. En esta situación, es permisible realizar un número apropiado de ensayos estándar de inundación de la balsa para definir las características básicas del lugar. Asumiendo que las condiciones previas son generalmente uniformes, se puede realizar un test largo para definir la influencia en la infiltración de un único tipo de aguas residuales.

En grandes instalaciones se recomienda realizar como mínimo un ensayo de infiltración en balsa en cada tipo mayoritario de suelo. Para zonas grandes y homogéneas suele ser suficiente realizar un ensayo por cada 10 ha. Éste debe realizarse en el horizonte que va a ser usado como superficie de la balsa de infiltración en el sistema operativo definitivo.

En la medida de lo posible debe evitarse el empleo de materiales de relleno en la construcción de balsas de IR. En los casos en que la utilización de este material de relleno sea absolutamente necesario debido a las condiciones topográficas del terreno, y si los suelos tienen unos niveles aceptables de arcilla, es recomendable realizar un ensayo de infiltración en balsa en esa zona. El rellenado para el ensayo debe realizarse usando el mismo equipo y procedimientos que serían usados en la construcción a gran escala del sistema definitivo. La profundidad del relleno debe ser la requerida por el lugar del diseño. La parte supe-

rior de la zona rellenada debería ser como mínimo de 5 m de ancha y 5 m de larga para permitir la realización del ensayo estándar de inundación de la balsa cerca del centro.

d) Simuladores de lluvia

La medida de la capacidad de infiltración mediante simuladores de lluvia se debe realizar cuando la aplicación del agua residual se vaya a realizar mediante aspersores. Se trata de un sistema poco adecuado a los dispositivos de infiltración rápida debido a los problemas de obstrucción de boquillas y conducciones y a la formación de aerosoles potencialmente transmisores de microorganismos patógenos. De todas formas en el trabajo de Tovey (Tovey, 1963) puede encontrarse la información necesaria para la medida de la capacidad de infiltración del agua aplicada mediante aspersores.

e) Medida de la conductividad hidráulica vertical

La velocidad a la cual percola el agua aplicada en una balsa de infiltración a través del perfil del suelo dependerá de la conductividad saturada media (K_s). Si el suelo es uniforme K puede considerarse que se mantiene constante con la profundidad. En estos casos la media de K puede considerarse como la media aritmética (K_{am}) de las medidas (1, 2, 3, n) tomadas, es decir:

$$K_{am} = \frac{K_1 + K_2 + \dots + K_n}{n}$$

En ocasiones el suelo se presenta formando horizontes con valores de K diferentes, normalmente decrecientes en profundidad, en estos casos la K se calcula como la media armónica K_{hm}

$$K_{hm} = \frac{D}{\frac{d_1}{K_1} + \frac{d_2}{K_2} + \dots + \frac{d_n}{K_n}}$$

Donde D es la profundidad del perfil y d_n es la profundidad de la capa n .

Cuando en el análisis estadístico no se observa un valor dominante de K puede suponerse que existe una distribución aleatoria, en estos casos parece ser que la media geométrica (K_{gm}) de los valores de K proporciona un valor que se ajusta mejor al verdadero valor de K :

$$K_{gm} = (K_1 \cdot K_2 \cdot \dots \cdot K_n)^{1/n}$$

La medida de conductividad hidráulica es compleja y cada caso requiere una cuidadosa selección del método en función de las técnicas disponibles, de su coste y de la precisión que esperemos obtener de ellas. En principio pueden diferenciarse dos grandes grupos de técnicas según se realicen en campo o en laboratorio a partir de muestras inalteradas (esta es una condición que no puede obviarse). Otra diferencia puede establecerse según se empleen métodos con carga constante o con carga variable.

Las técnicas de laboratorio, presentan como principal inconveniente la necesidad de

tomar una muestra de pequeño tamaño, que puede no ser representativa de un cuerpo tan extenso como es el suelo, y mas o menos perturbada. Sin embargo este tipo de medidas es imprescindible cuando se trabaja con materiales a los cuales no se puede acceder directamente en campo que son en general, todos los que están situados mas allá de una cierta profundidad.

En la práctica los dos métodos más empleados en campo son el de tubo doble y los permeámetros de entrada de aire y en laboratorio los permeámetros sobre cilindros inalterados a carga constante y a carga variable.

f) Ensayos de infiltración

Tanto predecir como manejar los valores de la infiltración, constituyen aspectos de vital importancia en el planeamiento, diseño y manejo de un sistema de depuración por IR, porque es necesario saber qué cantidad de terreno necesitamos tener para la cantidad de agua que queremos depurar, o qué cantidad de agua podemos verter en función de la cantidad de terreno que tenemos y de su capacidad de infiltración. Para sistemas de infiltración superficial en suelos uniformes sin colmatación superficial, los valores de infiltración son aproximadamente iguales a la conductividad hidráulica vertical del suelo. El flujo será esencialmente hacia abajo debido a la acción de la gravedad y al gradiente hidráulico que se produce.

g) Predicción de la altura que alcanza el agua infiltrada sobre un estrato restrictivo

La elevación excesiva de los niveles del agua subterránea bajo las balsas de infiltración puede producirse debido a dos razones: bien porque el nivel freático no esté lo suficientemente profundo bajo las balsas de infiltración, o bien por la presencia de un estrato colmatado en el perímetro de humectación de la balsa. Esto último puede hacer que el agua se acumule sobre este nivel restrictivo y el material que quede debajo pueda permanecer insaturado.

En cualquiera de los dos casos, el aumento del nivel freático se puede ver traducido en una disminución de la capacidad de infiltración del sistema.

Para evitar que se produzca el aumento del nivel del agua debido a la primera causa, es de vital importancia que la profundidad del nivel piezométrico bajo las balsas de infiltración se encuentre, al menos, entre 18 y 20 m.

En el segundo caso, se hace necesario predecir los aumentos a largo plazo del nivel del agua sobre el estrato restrictivo. Conociendo los valores de infiltración y la conductividad hidráulica saturada del nivel restrictivo, se puede calcular, aplicando la ley de Darcy, la altura del domo de agua residual que se formaría L_p . Esta altura no debe ser superior a 0,5 m bajo las balsas de infiltración si no queremos que los valores de infiltración se vean afectados. (Bouwer, 1999)

Si el material que hay debajo del estrato restrictivo es relativamente potente la presión ejercida por el agua en la parte inferior del nivel restrictivo puede ser próxima a cero. Cuando bajo el estrato restrictivo hay materiales finos, se pueden tomar como una prime-

ra estimación los valores de entrada de agua propuestos en el apartado dedicado al uso de infiltrómetros de cilindro. La altura del domo de agua acumulada sobre el estrato restrictivo, asumiendo que la presión para el agua en la parte inferior del mismo es cero, se puede calcular de la siguiente forma:

$$L_p = L_r \frac{(i / K_r) - 1}{1 - (i / K_s)}$$

Donde:

L_p = altura que alcanza el domo de agua acumulada sobre el nivel restrictivo;

L_r = espesor del estrato restrictivo;

i = valor de la infiltración;

K_r = conductividad hidráulica en el estrato restrictivo;

K_s = conductividad hidráulica en el suelo de encima del nivel restrictivo.

En ocasiones, el valor de i puede ser más pequeño que K_s cuando los suelos superficiales sean de textura más fina que los suelos profundos, o cuando exista un estrato colmatado en el fondo del sistema que reduzca los valores de infiltración. Otras veces, i puede ser mucho más grande que K_r , para estas condiciones la ecuación anterior se puede simplificar de la siguiente forma:

$$L_p = i \left(\frac{L_r}{K_r} \right)$$

Si no hay estrato colmatante habrá una continuidad hidráulica entre las balsas de infiltración y el acuífero. En este caso, la profundidad del agua subterránea fuera del área de influencia de la recarga puede llegar a ser del doble que en la zona de recarga al estar los valores de infiltración, fuera de esta zona, controlados únicamente por la gravedad sin tener relación con la profundidad a la que se encuentra el agua subterránea ni la pendiente que forma el nivel freático del área de recarga.

Para balsas de infiltración relativamente pequeñas, el domo de agua acumulada se puede extender lateralmente sobre el estrato confinante de forma que, en estos casos, L_p puede ser menor que el calculado mediante las dos ecuaciones anteriores, ya que éstas se aplican sólo al flujo vertical. De igual forma, cuando los estratos confinantes no son continuos, sino que van formando lentejones, o donde se produce la formación de grietas u otras discontinuidades en los estratos confinantes los domos de agua acumulada pueden ser más altos de lo que se recomienda para casos generales.

En los casos en que el nivel restrictivo se encuentre a poca profundidad, la mejor solución, siempre que sea posible, sería la construcción de las balsas de infiltración a profundidades superiores a las del nivel restrictivo.

Una vez que el agua residual se infiltra, si el acuífero no es confinado, el agua depurada terminará alcanzando el agua subterránea original, desplazándose junto a ésta horizontalmente a través del acuífero. Si, por el contrario, el acuífero es confinado, el agua depurada puede formar una capa no confinada sobre el estrato confinante superior del acuífero original.

La altura del domo de agua depurada que se formaría se puede predecir también, conociendo la transmisividad del acuífero, mediante métodos como los desarrollados por Hantush y Glover (en Bouwer, 1978 y Ortiz et al, 1979). Donde el agua drena de forma natural hacia aguas superficiales, el flujo lateral a través del acuífero se puede calcular mediante la ecuación de Darcy. En este caso el agua se va depurando a través de la franja de infiltración que atraviesa y es transmitida lateralmente a través del acuífero sin que aumente el nivel del agua de las balsas de infiltración (Bouwer. 1974).

En los casos en que el agua depurada se pretenda captar para su reutilización, hay que tener en cuenta (Bouwer en Asano, 1985) diversas posibilidades: Cuando el agua depurada se capta mediante drenes, el drenaje puede ser empleado para determinar la combinación más deseable de anchura del área de infiltración y distancia entre ésta y los drenes. Cuando el agua depurada se capta mediante pozos es necesario analizar el sistema de flujo para determinar la localización óptima, espaciamiento, calendario de bombeo etc.

La intrusión de las aguas residuales depuradas en las aguas subterráneas se puede detectar midiendo los niveles del agua subterránea en la periferia del sistema de infiltración, mediante pozos de observación y variando el ritmo de bombeo del agua depurada de los pozos entre las balsas de forma que los niveles de agua en los pozos de observación no se eleven más que la lámina de agua en el acuífero adyacente al sistema. De esta forma no habrá gradientes hidráulicos fuera del sistema y, por tanto, no habrá movimiento del agua residual renovada hacia fuera del sistema.

Si el ritmo de bombeo para el agua residual depurada aumenta ligeramente puede producir un pequeño descenso de los niveles de agua subterránea en los pozos de observación respecto al exterior del sistema, esto puede crear un ligero gradiente a través del sistema de infiltración rápida, de manera que el agua subterránea original puede ser atraída hacia el agua depurada, en su flujo desde debajo de las balsas a los pozos.

Si hay un gradiente natural fuerte de agua subterránea en el área ocupada por el sistema de infiltración rápida, algunos de los pozos que se construyan con el objetivo de captar el agua depurada deberán situarse en función de la dirección del gradiente, gradiente abajo, para asegurarnos así de que el agua depurada es interceptada.

4 METODOLOGÍA DE DISEÑO DE LOS SISTEMAS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE INFILTRACIÓN DIRECTA EN EL TERRENO

Una vez localizada la zona idónea para la ubicación del sistema de infiltración es necesario proceder a su dimensionado y construcción, así como a la definición de los parámetros de funcionamiento (periodos de humectación/desecado) y al diseño del sistema de vigilancia y control.

4.1 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA SUPERFICIE DE INFILTRACIÓN

La distribución espacial de la superficie de infiltración depende tanto de la geometría del emplazamiento como del ciclo operativo elegido. La zona de infiltración debe ser dividida en varias zonas separadas, de forma que mientras unas reciben agua las otras se encuentran en fase de secado. El número y dimensiones de tales zonas debe calcularse de forma que siempre se disponga de suficiente superficie (si no existen sistemas de almacenamiento previo) para infiltrar el agua producida en la población servida y que el nivel de secado, en cualquier época del año, sea el previsto en todas las balsas. La superficie de las balsas es muy variable, aunque la mayoría se encuentra entre 2.000 y 90.000 m².

Otro factor limitante a la hora de determinar la geometría y dimensiones de las balsas de infiltración es la situación del nivel freático y su oscilación anual, las balsas de infiltración crean un domo de recarga bajo ellas, por tanto, para un correcto dimensionado del sistema es preciso tener en cuenta cuestiones tales como: (Metcalf y Eddy, 1998)

1. Geometría de las balsas.
2. Caudal medio de aplicación.
3. Distancia vertical mínima hasta el nivel freático.
4. Distancia vertical hasta alcanzar un estrato impermeable.
5. Pendiente del nivel freático.
6. Conductividad hidráulica horizontal del acuífero.
7. Espacio efectivo entre poros en el suelo situado por encima del nivel freático.
8. Altura y distancia respecto a condiciones de contorno horizontales (arroyos, ríos o superficies de lagos).
9. Necesidades de seguimiento.

4.2 SELECCIÓN DEL MÉTODO DE DISTRIBUCIÓN DEL ARU

El método de reparto del agua más adecuado, sobre todo en el caso de balsas próximas a las poblaciones o con requerimientos de coste mínimo, es el reparto mediante tuberías de distribución, también se emplean aspersores, pero presentan mayor número de inconvenientes y limitaciones técnicas. En cualquier caso es necesario tener en

consideración además de los costes de instalación y mantenimiento del sistema otras consideraciones, entre las que se incluye la naturaleza del suelo, la topografía y el clima de la zona.

Sistemas de aspersión

Sólo se emplean en los casos en que la topografía del terreno imposibilita una correcta distribución del agua mediante tuberías de distribución. En este tipo de balsas, en las que existe una cierta pendiente, suele ser necesario disponer algún tipo de vegetación (vegetación hidrófila-nitrófila) con el fin de aumentar el tiempo de contacto del agua con el lecho filtrante favoreciendo la infiltración del agua residual y evitando la erosión.

Tuberías de reparto

Las tuberías de reparto deben ser colocadas de forma que se garantice una distribución homogénea del agua residual por toda la superficie de infiltración. Generalmente los terrenos más permeables necesitan una mayor cantidad de tuberías con el fin de evitar que la mayor parte del agua se infiltre en una pequeña parte de la superficie de la balsa.

Las tuberías funcionan, en el mejor de los casos, por gravedad, o si ello no es posible debido al relieve, mediante sistemas a baja presión. La disposición de las tuberías debe evitar que el agua impacte contra el suelo produciendo su erosión.



Foto 4.1 Es necesario evitar, en la medida de lo posible, la erosión producida por el impacto del agua en el lecho de la balsa de infiltración.

Al contrario que en los sistemas con aspersores, normalmente no es necesaria la presencia de vegetación, aunque esta puede contribuir a la interceptación de sólidos en suspensión y a facilitar la infiltración del ARU debido al crecimiento de las raíces. Un

inconveniente de la presencia de vegetación es que esta requiere un mantenimiento mayor que las superficies no vegetadas. La vegetación intercepta la radiación solar y dependiendo del clima y tipo de plantas, puede disminuir la velocidad de desecado de las balsas o hacerla menos previsible que en el caso de balsas desnudas. Las superficies vegetadas impiden, o al menos dificultan, el escarificado de la superficie de la basa en caso de colmatación.

4.3 CÁLCULO DEL ÁREA DE INFILTRACIÓN EN FUNCIÓN DE LA CARGA HIDRÁULICA A APLICAR

La determinación de la carga hidráulica anual es uno de los aspectos más críticos en el diseño de un sistema de IR. Del mismo modo, el ciclo operacional (ciclo de humectación-desecado) es otro factor importante que se determina independientemente del anterior. Combinando la carga hidráulica anual y el ciclo operacional se puede obtener el caudal de aplicación del agua residual.

Determinación de la carga hidráulica

El diseño de un sistema de IR queda caracterizado por dos valores de la carga hidráulica aplicada; la carga hidráulica media anual (mm/año) y la carga hidráulica real correspondiente al periodo de aplicación del agua residual (carga media de aplicación), expresada en mm/d. (Metcalf y Eddy, 1998.)

La forma de evaluar correctamente los valores de la carga hidráulica es mediante experimentación in situ, usando balsas experimentales con un tamaño mínimo de 2x2 m, empleando el mismo agua residual que se va a utilizar en el sistema real, y realizando diferentes combinaciones de periodos de humectación / desecado que cubran el rango esperable para el sistema real. (Bower en Asano, 1985)

La carga hidráulica anual del proyecto se suele determinar en función de la permeabilidad o conductividad vertical efectiva de la columna de suelo situada por encima del agua subterránea o del estrato rocoso subyacente. Sin embargo, en algunos casos, la carga de constituyentes como el nitrógeno, en aguas residuales urbanas, y la DBO₅ en aguas residuales industriales, pueden ser el factor determinante del valor de la carga hidráulica de proyecto. La carga hidráulica media anual, basada en la permeabilidad del terreno, se obtiene multiplicando la velocidad de infiltración a largo plazo determinada in situ por un factor de aplicación que depende del sistema empleado para las mediciones de campo, de las características del agua residual a aplicar y del número de días al año en que funciona el sistema. (Metcalf y Eddy, 1998).

$$L_w = (IR) \cdot (OD) \cdot (F) \cdot (24 \text{ h/d})$$

IR = velocidad de infiltración, mm/h.

OD = número de días en funcionamiento al año, d/año.

F = factor de aplicación.

L_w = carga hidráulica anual.

En la tabla 4.1 se proporcionan los valores del factor de aplicación recomendados para el diseño para los diferentes métodos de ensayo y medición in situ. Este factor de aplicación se ha obtenido a partir de valores de las cargas hidráulicas empleadas en la práctica en sistemas reales, en los que se han empleado cargas de diseño recomendadas basadas en los valores medidos de la conductividad hidráulica mínima de la columna de suelo. (Metcalf y Eddy, 1998).

Tabla 4.1 Valores típicos del factor F de aplicación.

Medidas sobre el terreno	Factor de aplicación, F
Ensayo de infiltración en balsas.	10-15% de la velocidad de infiltración mínima media
Permeámetro con entrada de aire e infiltrómetro de cilindro.	2-4% de la velocidad de infiltración mínima media.
Conductividad hidráulica vertical.	4-10% de la conductividad del estrato más restrictivo del suelo

En suelos con varios horizontes el valor de la conductividad hidráulica mínima se estima como la media de las conductividades hidráulicas de los horizontes que forman el suelo, determinadas in situ. (Bower en Asano, 1985).

En caso de que exista algún horizonte más impermeable, el diseño debe realizarse en base a la conductividad hidráulica de ese horizonte, independientemente de su espesor. En algunos casos en que aparecen cerca de la superficie depósitos de sales o arcilla, desde el punto de vista económico, puede resultar más ventajoso el eliminar el estrato restrictivo y colocar la superficie de infiltración en el estrato siguiente.

Tanto las medidas de infiltración como las de conductividad hidráulica deben determinarse in situ y con técnicas establecidas. En los casos en que para la construcción del sistema sea necesario realizar movimientos de tierras, las medidas de infiltración y de conductividad hidráulica deben tomarse en el nivel del suelo donde se va a construir la instalación y no en el suelo original, ya que las medidas pueden ser muy diferentes.

Cálculo de la superficie de infiltración

El área de infiltración puede ser calculada mediante la fórmula siguiente: (EPA, 1984)

$$A = \frac{(1,9 \cdot Q)}{(L_w \cdot P)}$$

Donde:

A= Área de tratamiento en ha.

Q= Caudal diario en m³/día.

L_w= carga hidráulica anual de diseño en m/año (calculada en el apartado anterior).

P= Periodo de operación en semanas/año.

Para un periodo de operación de un año (52 semanas aproximadamente) la ecuación quedaría de la siguiente forma:

$$A = \frac{(0,0365 \cdot Q)}{L_w}$$

Tanto el periodo de operación como el caudal que se va a aportar, se determinará en el diseño de la instalación en función de la capacidad del medio y de nuestras necesidades. Sin embargo, hay que señalar que este cálculo del parámetro L_w sólo es válido para realizar estimaciones preliminares, debiendo ser utilizado para el diseño final el dato que se obtenga experimentalmente.

Este procedimiento que presenta la EPA (1984) se basa en la limitación de los valores de infiltración en el lugar propuesto. Pero medir estos valores es difícil debido a su variabilidad de un lugar a otro en la zona de estudio.

Respecto al caudal, en los casos en que no se regulen los caudales estacionales, se debe emplear para el diseño el máximo caudal medio estacional.

La superficie inicialmente estimada por medio de la ecuación anterior puede precisar una serie de correcciones debido a las condiciones limitantes. Puede ser necesario disponer de espacios adicionales para accesos, zonas de amortiguación, almacenamiento o regulación de caudales, y futuras ampliaciones. Las superficies de terreno necesarias para las instalaciones existentes varían entre 1 y 22 ha por cada 0,05 m³/s. (Metcalf y Eddy, 1998).

James Martel (1988), propone otro procedimiento para calcular la superficie necesaria para la construcción de un sistema de IR, basado en la observación de que la mayoría de los sistemas de IR operan como un proceso discontinuo. En este tipo de procesos el agua es tratada en series de balsas individuales. El agua residual se aplica a cada balsa en una cantidad predeterminada y en función de la duración del periodo de secado. Cuando una balsa está llena o el tiempo de aplicación se ha completado, el flujo es dirigido a la siguiente balsa y en la balsa llena el agua se infiltra y luego se deja que se seque. Después de que la última balsa se haya llenado, el agua es dirigida nuevamente a la primera balsa, y comienza otra vez el ciclo.

Para sistemas de este tipo, que funcionan como un proceso discontinuo, el área total necesaria para la infiltración de agua residual se puede calcular de la siguiente forma:

$$A_T = n \cdot A_b$$

Donde, A_T es el área total; A_b es la media del área mojada de cada balsa y n es el número de balsas necesarias.

El término n , se puede calcular dividiendo el tiempo total del ciclo, t_c , entre el tiempo de aplicación, t_a , para cada balsa.

El término A_b se puede calcular dividiendo el volumen aplicado durante cada ciclo, V , entre la entrada media de agua por ciclo Y , sustituyendo en la ecuación anterior:

$$A_T = \frac{t_c}{t_a} \cdot \left(\frac{V}{Y} \right)$$

Esta ecuación se puede simplificar suponiendo que V puede expresarse como el producto de la media diaria del caudal de diseño Q , y el periodo de aplicación, t_a . Sustituyendo en la ecuación anterior obtenemos:

$$A_T = t_c \cdot \left(\frac{Q}{Y} \right)$$

El tiempo total del ciclo, t_c , se puede estimar en función del objetivo del tratamiento y del tipo de agua residual a emplear, como se muestra en la tabla (EPA 1981) que aparece en James Martel (1988). La media diaria del caudal de diseño, Q puede determinarse de la valoración del alcantarillado y del crecimiento esperado de la población. Lo único desconocido de la ecuación es:

$$Y = 0.48 t_a + 0.12$$

No obstante, aunque este método se use para determinar Y , es recomendable que el área total del sistema se calcule usando la ecuación $A_T = t_c/t_a \cdot (V/Y)$.

Comparado con la aproximación de la EPA (1984), ésta representa una significativa reducción en la complejidad del procedimiento de diseño. Sin embargo, el autor recomienda que hasta que este sistema no esté más experimentado se use en conjunto con el método que propone la EPA.

Elección del ciclo operativo.

El ciclo operativo consiste en la combinación de periodos de aplicación del agua residual y de periodos de secado. Estos ciclos se establecen para permitir la aireación del suelo entre periodos de aplicación, maximizando así la infiltración, y para proporcionar el tiempo necesario para la descomposición de la materia orgánica acumulada y el desarrollo de transformaciones biológicas como la eliminación del nitrógeno mediante nitrificación.

En la tabla 4.2 se muestran los ciclos operativos recomendados por la EPA para alcanzar cada uno de estos objetivos. (EPA, 1981).

Aunque algunos autores como Metcalf y Eddy (Metcalf y Eddy, 1998) recomiendan que con independencia de la estación o del objetivo que se pretenda alcanzar con los ciclos, los periodos de aplicación de efluentes primarios no deben ser superiores a 1 ó 2 días, para así evitar problemas de colmatación excesiva del suelo, nuestra experiencia indica que en ciertas circunstancias, dependiendo básicamente de la carga total de agua aplicada, y del tipo de materiales que forman el suelo. Se pueden programar ciclos de inundación de siete días, sin que aparezcan problemas relacionados con la colmatación del lecho. Por otro lado, los periodos de secado pueden verse significativamente influidos por la profundidad del nivel freático.

Tabla 4.2 Ciclos operativos típicos de los sistemas de infiltración rápida.

Objetivo del ciclo de recarga	AR aplicada	Estación	Periodo de aplicación (días)	Periodo de secado (días)
Maximización de las velocidades de infiltración.	Primaria	Verano	1-2	5-7
		Invierno	1-2	7-12
	Secundaria	Verano	1-3	5-4
		Invierno	1-3	5-10
Maximización de la eliminación de nitrógeno.	Primaria	Verano	1-2	10-14
		Invierno	1-2	12-16
	Secundaria	Verano	7-9	10-15
		Invierno	9-12	12-16
Maximización de la nitrificación.	Primaria	Verano	1-2	5-7
		Invierno	1-2	7-12
	Secundaria	Verano	1-3	4-5
		Invierno	1-3	5-10

Los ciclos operativos, como hemos visto, varían en función de lo que pretendamos conseguir. En el caso de buscar la eliminación de nitrógeno los vertidos cortos y frecuentes promueven las condiciones aeróbicas del suelo y por tanto hacen que la conversión de amonio a nitrato ocurra rápidamente. Por el contrario los ciclos largos de aplicación, en suelos con poca aireación, favorecen la pérdida de nitrógeno por desnitrificación. La materia orgánica disponible en el perfil del suelo como resultado de las cargas de DBO₅ aplicadas también favorece la desnitrificación.

Cuando lo que se persigue es favorecer la nitrificación, se suelen emplear periodos cortos de aplicación seguidos de periodos de secado relativamente largos. Los sistemas de IR pueden producir un efluente nitrificado con carga de nitrógeno superiores a 67,2 kg/ha/día. La nitrificación es mínima a temperaturas inferiores a 2°C y pH inferiores a 4,5.

La eliminación de DBO₅ y sólidos en suspensión depende del tipo de suelo y de la distancia recorrida a través del mismo. La eliminación de DBO₅ es llevada a cabo en principio por bacterias anaeróbicas y depende de la duración de los periodos de secado en que se airea el suelo. Aunque la carga hidráulica afecta a la eliminación, también están implicados otros factores como son la temperatura, el periodo de secado o el tipo de suelo.

El diseño de un sistema de infiltración rápida se basa, en el supuesto de que toda el agua vertida se va a infiltrar durante el principio del periodo de secado, por lo que la mayor parte de este periodo se va a emplear en la restauración de las condiciones aeróbicas de la parte superior del perfil del suelo. Esto suele requerir una duración del periodo de secado de 0,5 a 2 días, dependiendo del contenido en materia orgánica y del volumen vertido. En los casos en que la restauración de las condiciones aeróbicas es más lenta, puede ser necesario alargar el periodo de secado, llevar a cabo acciones de mantenimiento en el fondo de las balsas, o en casos extremos, eliminar o reemplazar una determinada profundidad de la superficie del suelo.

A veces, para establecer la duración de los ciclos operativos es necesario estimar, tanto la altura que el agua vertida alcanza en las balsas tras terminar el ciclo de humectación como el tiempo que tarda en infiltrarse todo ese agua. Hay varias formas de resolver este problema dependiendo de si existe o no colmatación en el nivel superficial del suelo. Si no existe colmatación superficial se puede aplicar la ecuación propuesta por Stefan:

$$h = h_0 - 2.22 (1-n)^{0.35} (n)^{3.25} k_v t^{0.675}$$

donde:

h = altura de la lámina de agua en la balsa tras un tiempo t , cm.

h_0 = altura de la lámina de agua al final del periodo de vertido (a $t = 0$), cm.

n = porosidad del suelo (fracción decimal).

k_v = conductividad hidráulica vertical saturada, cm/h.

t = tiempo, h

En la aplicación de esta ecuación, es importante recordar que los valores de n y k_v se aplican al frente humectante, por lo que pueden verse afectados por el aumento del crecimiento de microorganismos en la zona cercana a la superficie y hacerlo variar con respecto a los valores que existían antes de que empezara el vertido de agua residual.

Basándonos en los estudios de deVries (deVries, 1972), es esperable que tanto la porosidad como la conductividad hidráulica disminuya entre un 30 y un 60%, siendo las condiciones más desfavorables las de los suelos con textura fina. Usando n y k_v con un valor del 50% del inicial, se pueden obtener resultados razonables.

La balsa estará vacía cuando $h=0$. Sustituyendo y adaptando la ecuación anterior nos permite estimar el tiempo que tarda en infiltrarse todo el agua que hay en la balsa:

$$t_d \approx \frac{h_0}{k_v} \cdot \left(\frac{0,3}{(1-n)^{0,5} \cdot n^{0,5}} \right)$$

donde: t_d = tiempo que tarda la balsa en vaciarse, (tiempo de drenaje de la balsa), en h.

Cuando existe colmatación superficial, las dos ecuaciones vistas arriba no son válidas ya que están adaptadas a un frente humectante en continuo movimiento hacia abajo, cosa que no ocurre cuando existe una capa colmatada que induce una mayor resistencia hidráulica superficial que el resto del perfil que se encuentra bajo ésta. La EPA (1984) propone una ecuación que puede servir de aproximación para calcular el grado de disminución de la infiltración con el tiempo.

$$L_n \left(\frac{h+d}{h_0+d} \right) = \frac{-k_{vc} t}{d}$$

Donde:

d = profundidad del estrato superficial colmatado, cm.

k_{vc} = conductividad hidráulica del nivel colmatado, cm/h.

Los parámetros d y k_{vc} son función de los sólidos en suspensión de agua residual y de las condiciones de operación, es debido a esto, que nunca se conocen con exactitud.

Existen muchas publicaciones que pueden servir para deducir valores probables de estos parámetros (deVries 1972; Repley, 1973; Behuke, 1969).

Por ejemplo, deVries, propone valores para k_{vc} de 0.6 a 1.0 cm/h y para d entre 2 y 2.5 cm. Un detalle a destacar es que ante la existencia de un estrato colmatado, en la ecuación no intervienen las propiedades de los niveles superiores del perfil del suelo.

Hay que apuntar que el uso de estas ecuaciones debe ser únicamente para hacer estimaciones y que, por tanto el empleo de las mismas no debe eximir de la realización de experimentos en campo para obtener los valores reales adecuados a nuestro sistema.

Bouwer (Bower, 2002) propone otra ecuación para calcular los valores de la infiltración en un estrato colmatado, mediante la aplicación de la ecuación de Darcy al flujo a través del mismo:

$$V_i = K_c \left(\frac{H_w - h_{ae}}{L_c} \right)$$

donde:

V_i = Infiltración.

K_c = Conductividad hidráulica del estrato colmatado.

L_c = Espesor del estrato colmatado.

H_w = Profundidad del agua encima del estrato confinante.

h_{ae} = Valores de entrada de aire en la zona no saturada del suelo.

Debido a que el estrato colmatado es con frecuencia muy fino, entre 1mm y 1cm, su espesor real y su conductividad son difíciles de determinar. Por esta razón, K_c y L_c se integran dentro de un parámetro L_c/K_c , que tiene dimensiones de tiempo (normalmente días), denominado resistencia hidráulica R_c , que es el número de días que tarda una cantidad unitaria de agua en moverse a través del estrato colmatado (por unidad de pérdida de potencial) a una pérdida de carga unitaria. Para un sistema dado, R_c se calcula con la ecuación anterior a partir de los valores de infiltración y pérdida de carga medidos a través del estrato colmatado y usando un tensiómetro para medir h_{ae} , aunque también se puede estimar como $2 h_{we}$. En este caso, el uso de los valores de entrada de aire son más apropiados que los de entrada de agua o succión capilar, debido a que la infiltración normalmente empieza en unas condiciones en que el fondo de la balsa no presenta indicios de colmatación, esto hace que el agua que se vierte inicialmente, se infiltre y se expanda rápidamente por la zona de infiltración, al tener un potencial positivo, y por tanto estar cerca de la saturación.

A medida que la colmatación va aumentando la capacidad de infiltración va disminuyendo, la zona de humectación se vuelve cada vez más insaturada al ir disminuyendo el contenido de agua para producir conductividades hidráulicas numéricamente iguales a los valores de infiltración.

Caudal diario de aplicación

Como se apuntaba al principio de este capítulo, el caudal de aplicación diario (R_a) se calcula en función de la carga hidráulica anual (L_w) y del ciclo operativo. La expresión utilizada por Metcalf y Eddy para ello es la siguiente:

$$R_a = (L_w \text{ mm/año} / 365 \text{ d/año}) \cdot (\text{Duración del ciclo operativo, d} / \text{Periodo de aplicación, d})$$

En los sistemas en que la distribución del agua se lleva a cabo mediante aspersores, el caudal de aplicación medio debería corresponderse con el caudal de aplicación de diseño de los aspersores. Para evitar la acumulación de agua y la escorrentía superficial, este valor debería ser inferior a la velocidad de infiltración media o a la conductividad hidráulica vertical efectiva de la columna de suelo. En los sistemas de balsas de infiltración el caudal de agua vertido en las balsas puede ser superior al caudal de aplicación que, a su vez, puede ser superior a la velocidad de infiltración del suelo. Sin embargo para minimizar la compactación del estrato superficial y evitar posibles efectos secundarios (crecimiento de algas y precipitación química), la altura del agua acumulada en las balsas no debe superar los 0,30 a 0,45 m. (Metcalf y Eddy, 1999).

Cálculo del flujo subsuperficial y de la altura del agua subterránea acumulada bajo las balsas

Para que el diseño de la instalación sea correcto y no produzca problemas en su funcionamiento, es necesario asegurarse de que el suelo tiene la capacidad de transmisión necesaria para conducir todo el agua que se pretende verter lo suficientemente lejos de las balsas de infiltración promoviendo así su depuración durante su tránsito a través del suelo.

Cuando no existe un gradiente lateral suficientemente fuerte, el agua vertida se suele acumular bajo las balsas formando un domo. Si este domo se forma temporalmente, carecerá de importancia en tanto en cuanto no interfiera con la infiltración y se disipe lo suficientemente rápido como para no interferir en el secado y restauración de las condiciones aeróbicas en la parte superficial del perfil del suelo.

Flujo subsuperficial.

La percolación en la zona no saturada bajo las balsas de infiltración es esencialmente vertical y k_v controla el flujo. El nivel freático del agua subterránea, un estrato restrictivo, o alguna barrera en profundidad pueden introducir una componente horizontal y entonces el flujo es controlado por una combinación de k_h y k_v dentro del domo de agua subterránea que se forma.

A partir de los márgenes del domo el flujo es típicamente lateral, por lo que k_h domina.

Cuanto mayor sea el flujo lateral en el lugar de aplicación del agua residual, menor será la cantidad de agua que se acumule bajo las balsas de infiltración. La localización final de las balsas debe hacerse en función de la información aportada por mapas de suelo y agua subterránea y un análisis para asegurarnos que el perfil adyacente tiene la capacidad necesaria para la transmisión lateral del agua residual aplicada. La primera zona afectada será el perímetro alrededor de la zona que ocupan las balsas, ya que será la más

directamente influenciada por el domo de agua residual que se forme debajo. Los análisis deben considerar el potencial y el gradiente del flujo en varias direcciones al alejarse del lugar de aplicación, además de las cargas hidráulicas programadas para cada balsa para estimar qué proporción del agua residual vertida puede fluir en una dirección determinada.

En muchos casos, el agua infiltrada vuelve a emerger en aguas superficiales próximas y dado que se requiere un determinado tiempo de recorrido del agua por la zona no saturada del suelo para que se produzca su depuración, al interaccionar con los componentes del suelo, se hace necesario predecir la posición del nivel freático y este punto de emergencia. En este sentido se hace necesario calcular el tiempo de tránsito desde que el agua aplicada se infiltra en la balsa, hasta que emerge con el agua superficial. La siguiente ecuación ha sido propuesta por la EPA (1981) para calcular el espesor saturado del acuífero en cualquier punto gradiente abajo de la zona donde se sitúan las balsas de infiltración. Este valor se puede convertir en una altura y dibujarse en mapas y perfiles para la identificación de áreas potenciales susceptibles de causar problemas.

$$h = \sqrt{(h_0)^2 - \left(\frac{2Q_i D}{k_h}\right)}$$

donde:

h = espesor saturado de un acuífero no confinado en el punto de interés, m

h_0 = espesor saturado del acuífero no confinado bajo el área de las balsas de infiltración, m.

Q_i = descarga lateral del sistema de flujo no confinado, por unidad de anchura del sistema de flujo, m³/d.m.

D = descarga lateral del área de IR al punto de interés, m.

k_h = conductividad horizontal efectiva del sistema suelo, m/d.

La EPA (1981) propone la siguiente ecuación para determinar Q_i :

$$Q_i = \left(\frac{k_h}{2D_i}\right) \cdot \frac{h_0^2}{h_i^2}$$

Donde:

D_i = Distancia del punto de vertido al frente de humectación m.

h_i = Espesor saturado del acuífero no confinado en el punto D_i

El tiempo del recorrido por el flujo lateral se calcula en función del gradiente hidráulico, de la distancia, de k_{hr} , y de la porosidad del suelo. La siguiente ecuación nos muestra como se halla el tiempo de tránsito:

$$t_D = \frac{nD^2}{k_h \cdot (h_0 - h_i)}$$

donde:

t_D = tiempo (días) de tránsito del flujo lateral desde la zona de las balsas hasta que emerge en las aguas superficiales.

n = porosidad del suelo, %.

D = distancia del trayecto que recorre el agua, m.

h_0 = espesor saturado del acuífero en el área ocupada por la balsa de IR, m.

h_i = espesor saturado del acuífero en el punto de emergencia, m.

k_h = conductividad horizontal efectiva del sistema suelo, m/día.

Acumulación de agua subterránea bajo las balsas.

Es de vital importancia conocer la altura que alcanza el domo de agua residual bajo las balsas de infiltración, así como el tiempo que tarda en desaparecer tras la aplicación, porque es necesario tenerlo en cuenta a la hora de establecer tanto el ciclo operativo de la instalación como la carga hidráulica a aplicar.

La altura del domo que formaría el agua residual bajo las balsas se puede predecir, a partir de la transmisividad de la formación, utilizando los métodos desarrollados por Hantush y Glover (Hanstuch y Glover en Ortiz et al, 1979).

También se puede estimar mediante modelos matemáticos. En este sentido, la EPA propone un programa basado en el análisis de Glover (EPA, 1984).

La altura que alcanza el domo de agua depende en gran medida de la geometría de las balsas, y se puede minimizar empleando balsas estrechas y alargadas en lugar de formas cuadradas o circulares. Si en el diseño de las balsas no se puede mantener una distancia vertical mínima hasta el nivel freático, puede ser necesario instalar sistemas de drenaje, o pozos de recuperación.

Configuración de las balsas y programa de aplicación del ARU

Cuando la disponibilidad de terreno para construir el sistema de IR es limitada y los cálculos preliminares de la acumulación de agua debajo de las balsas, hacen prever la presencia de un problema, la única alternativa que existe es el uso de drenaje subsuperficial, para controlar la elevación del nivel piezométrico y permitir la reutilización del agua depurada. Sin embargo, cuando la disponibilidad de terreno no es un factor limitante, con frecuencia es posible permitir el drenaje natural optimizando la configuración del sistema de balsas de IR, así como diseñando un programa de aplicaciones eficaz para este fin; por ejemplo colocando las mismas a lo largo, una al lado de otra y programando un ciclo operativo para las balsas de manera que no se produzca aplicación de ARU en dos balsas consecutivas a la vez.

Problemas de diseño en climas fríos

En climas fríos pueden presentarse diversos problemas que hagan el sistema de IR menos eficiente en invierno que en otras épocas del año:

- La superficie del agua vertida puede helarse y, si no se derrite en la siguiente aplicación, la balsa puede quedar inutilizada todo el invierno.
- El suelo al estar muy saturado drena demasiado despacio, con lo que el agua que permanece en los poros del suelo en su parte más superficial puede congelarse, formando una superficie impermeable al taponar los poros que impide el funcionamiento del sistema.
- Los procesos biológicos se ven retardados, o incluso cesan por completo.

Diseño de las balsas de infiltración

Tanto la forma como la disposición de las balsas de IR no tienen un patrón establecido, lo único que se persigue es utilizar todo el área que se posea en la excavación de las balsas, dejando el mínimo espacio para los diques de separación. Otro criterio para llevar a cabo una disposición adecuada de las balsas, es la facilidad de acceso a las mismas del personal de mantenimiento. Por tanto se puede afirmar que no existen reglas establecidas para la configuración y dimensiones de las balsas de infiltración. En los lugares en que se emplean técnicas de construcción apropiadas aparecen tanto balsas con formas irregulares como cuadrados perfectos.

Al margen de su disposición, el principal problema que pueden presentar las balsas es el de la colmatación, que puede producirse por procesos físicos, biológicos y químicos.

La colmatación por procesos físicos consiste en la acumulación de sólidos orgánicos e inorgánicos que viajan suspendidos en el agua que se pretende verter. También se puede producir colmatación por procesos físicos si el fondo de las balsas contiene una fracción significativa de materiales finos (limos o arcillas > 10%); en estos casos puede ser necesario dejar crecer hierba en el fondo de las balsas con objeto de que se produzca una estabilización. Al inundar las balsas construidas sobre suelos finos parte de la fracción fina de estos suelos puede suspenderse en el agua. La repetida suspensión y deposición de estos materiales sobre la superficie puede reducir los valores de infiltración significativamente.

Un estrato superficial de grava o algún material similar puede evitar la suspensión de los materiales finos, pero la superficie de contacto entre ambos materiales puede que no se seque correctamente, dando lugar al desarrollo de un estrato de colmatación biológica debido, bien a la acumulación de algas o bacterias contenidas en el agua que se va a infiltrar o bien al crecimiento de microorganismos en el suelo que de lugar a la formación de películas biológicas que, o taponan los poros o por lo menos los reducen. Para solucionar esto el único remedio eficaz, conocido hasta ahora es favorecer el crecimiento de hierba en las balsas. Ya que los sistemas de IR tienden a admitir una carga hidráulica reducida, la cobertura de hierba puede realmente aumentar la capacidad de infiltración de la superficie de la balsa.

Respecto a la colmatación debida a procesos químicos ésta incluye la precipitación de carbonato cálcico, yeso, fosfatos y otras sustancias químicas del suelo. Algunas veces esta precipitación está inducida por los aumentos de pH debidos a la presencia de algas, ya que eliminan CO₂ disuelto del agua mediante la fotosíntesis. Las bacterias también producen

gases (nitrógeno y metano) que obstruyen los poros y se acumulan debajo del estrato colmatado formando una barrera de vapor que dificulta o impide la infiltración.

En Bouwer (2002), se presentan una serie de medidas de cómo controlar el proceso de colmatación para evitar que afecte al funcionamiento del sistema.

Diseño de los elementos físicos

Debido a que la infiltración se produce durante la aplicación del agua en las balsas, los diques no tienen que ser demasiado altos, ya que el agua nunca llegará a sobrepasar la altura de los mismos. Sin embargo, se necesita dar a los diques una altura suficiente que les permita servir a múltiples propósitos como el ahorro económico, proporcionar una mayor área en la parte más superficial de las balsas, y reducir la probabilidad de erosión de los materiales finos del dique sobre la superficie de la balsa, que taponaría los poros del suelo, produciendo una reducción de la infiltración en el balsa en cuestión y por tanto un incremento de los costes de mantenimiento. El diseño de las balsas para un funcionamiento temporal, requerirá la construcción de diques más altos de lo normal, así como otras características que no estarían presentes en balsa usadas en un sistema de infiltración rápida típico.

La pendiente interior de los diques suele ser bastante inferior al ángulo crítico del material empleado en la construcción del dique. Si el dique está formado por materiales finos, la pendiente debe protegerse de la erosión recubriéndolo con vegetación o con materiales más gruesos, cuando ésta es menor de 3:1. En pendientes, de hasta 3:1, con una cantidad apreciable de materiales finos se suele construir un montículo en la parte de abajo del interior del dique para prevenir el flujo de materiales finos dentro de la balsa. La anchura de la parte superior del dique debe ser como mínimo de 60 cm, ya que anchuras inferiores provocarían dificultad en la construcción de los mismos al crear problemas de estabilidad. Los diques muy anchos se suelen usar solo en los lugares en que actúan como zonas de acceso a las balsas para el personal de mantenimiento o si el suelo es abundante y económicamente rentable hacerlo.

Los diques tienen que ser compactados para retardar la infiltración lateral a través de ellos de una balsa a otra, y proporcionar el acceso a cada balsa para las labores de



Foto 4.2 El incorrecto diseño de los taludes en los muros de separación entre balsas, puede hacer que la erosión debida a la oscilación continua del nivel del agua, arrastre el material fino al fondo de la balsa acelerando el proceso de colmatación.

mantenimiento, es más, por lo menos un lado de cada balsa debe ser lo suficientemente ancho como para permitir el transporte de los equipos. Muchos sistemas están provistos de rampas de acceso. Un problema que se plantea frecuentemente es la erosión de materiales finos de los diques durante y después de su construcción; para evitarlo, se recomienda que se considere en el diseño el uso de una envoltura porosa en la cara interna de la pendiente del dique. También es recomendable plantar vegetación en la pendiente de los diques para protegerlos de la erosión. En los casos en que se prevea que puedan producirse el rebosamiento accidental de alguna balsa, que pueda acabar sobrepasando el dique, el diseño debe prever la existencia de un rebosadero que permita la desviación del agua sobrante a otra balsa sin peligro de que el dique pueda resultar dañado o de que pueda producirse un arrastre excesivo de materiales finos hacia el fondo de la balsa.

Estructuras de entrada, distribución y transferencia de agua

El factor más importante a tener en cuenta en el diseño de las estructuras de entrada y distribución de agua es la necesidad de repartirla homogéneamente por toda la superficie de la balsa y evitar la erosión de los diques; generalmente se recurre a la construcción de un sistema de tuberías de reparto adecuadamente distribuidas.

Control del flujo

En función del tamaño del sistema existe un amplio rango de posibilidades para el control del flujo del agua, desde las válvulas manuales simples hasta sistemas de operación completamente automatizados. En cualquier caso, es necesario que un operario revise regularmente todas las balsas para ver en qué condiciones se encuentran y realizar los ajustes necesarios.

Es esencial que el diseño proporcione la flexibilidad suficiente para que el operario pueda realizar los ajustes necesarios, tanto en los valores de carga hidráulica como en los de aplicación del agua residual. También es muy importante el elaborar un manual de mantenimiento del sistema para el operario de forma que entienda claramente el concepto de IR, qué tipo de control y ajustes puede realizar y qué consecuencias pueden tener estos ajustes.

4.4 CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA

El proceso de construcción es una fase crítica en el proceso de puesta a punto de un sistema de infiltración rápida. Los elementos más importantes durante esta fase son: el acondicionamiento de la superficie de infiltración, los movimientos de tierra para la construcción de los diques y los elementos de control del flujo superficial y subsuperficial cuando sean necesarios.

Las superficies de infiltración en las balsas

Las balsas deben localizarse en el lugar en que los materiales que constituyan el lecho filtrante sean los más apropiados, no obstante en numerosas ocasiones se eligen

localizaciones menos adecuadas en base a otros factores como puede ser una topografía favorable al transporte del agua residual por gravedad, aunque esto puede ahorrar mucho dinero en instalaciones de bombeo y en su mantenimiento, a largo plazo no siempre constituye la mejor opción.

En la construcción de un sistema de IR se utiliza maquinaria convencional para los movimientos de tierra. Es necesario asegurar que todo el personal implicado en la construcción del sistema entienda lo antes posible el concepto de IR y la necesidad de evitar algunas acciones que puedan modificar o reducir innecesariamente la conductividad hidráulica de las balsas (compactación de terreno, creación de canales preferenciales, etc.). Además, las especificaciones del contrato deben ser muy explícitas respecto a los procedimientos y limitaciones en los movimientos de tierras.

Los estratos de suelo o zonas que puedan ser utilizadas como lecho filtrante y los de material no apropiado para ello, deben quedar perfectamente delimitados sobre plantas y perfiles antes de la construcción, y debe hacerse un seguimiento continuo de estos materiales durante la construcción, especialmente durante la excavación real y la deposición del material extraído.

Debe también incluirse en el contrato la prohibición de mezclar materiales no utilizables como lecho filtrante, que contengan finos o sustancias orgánicas, con materiales adecuados de alta permeabilidad, ya que esto disminuiría la calidad o idoneidad de los materiales calificados en principio como válidos para ser lecho filtrante.



Foto 4.3 Un incorrecto manejo del suelo puede dar lugar a la aparición de zonas de flujo preferente o hundimientos que dificultan el correcto funcionamiento de las balsas.

Movimientos de tierra

Las especificaciones concretas sobre los movimientos de tierra variarán de un proyecto a otro, dependiendo de si la superficie de infiltración definitiva se coloca sobre suelo virgen, sobre materiales de relleno, sobre un desmonte o sobre una combinación de ellos. En cualquier caso, las especificaciones del proyecto deben ser muy precisas, tanto en el procedimiento a llevar a cabo como en los ensayos en campo que se usen para controlar el proceso de movimiento de tierras. En los casos en que ha sido posible establecer un tamaño efectivo y un coeficiente de uniformidad del suelo en las investigaciones preliminares, estos valores se puede usar, junto con la medida de la infiltración (que debe haber sido correctamente establecida, mediante un infiltrómetro de doble anillo, durante la fase de diseño), para hacer un seguimiento de la evolución de las condiciones del suelo en las balsas durante el proceso de construcción.

Movimiento de tierras en suelos de textura gruesa.

El test de la densidad de campo es el procedimiento normal de control de calidad para la disposición del relleno y otras acciones relacionadas con los movimientos de tierra para la mayoría de las construcciones. Hay ejemplos en los que la densidad de campo es la única forma de controlar la disposición del relleno para las balsas de infiltración, ya que las especificaciones del proyecto pueden requerir que la densidad del relleno en la balsa no exceda de un porcentaje (75-80%) de la densidad óptima.

No obstante, el test de la densidad de campo puede no ser suficiente por si solo para asegurar un control de calidad adecuado durante la construcción del sistema de IR. Es por esta razón que si no se tienen controlados los eventos de lluvia, el contrato de la obra debe ser lo suficientemente flexible como para permitir ciertos retrasos en el tiempo, ya que cuando los suelos están demasiado húmedos no se puede trabajar.

El planeamiento del degradado debe incluir medidas de prevención de la escorrentía superficial en toda la zona de construcción de las balsas, así como aspersores para evitar el levantamiento de polvo en la zona de construcción cuando la maquinaria está trabajando en o cerca de lo que va a ser la superficie final de infiltración.

La superficie final de infiltración en las balsas tiene que estar uniformemente degradada para permitir la distribución de agua residual y la utilización del perfil completo del suelo para el tratamiento. Deben eliminarse las pequeñas depresiones del suelo, que aunque, aparentemente sean insignificantes, desde el punto de vista de la acumulación de sólidos pueden conducir a fallos en la infiltración en estas áreas. Las balsas con un ligero degradado suelen funcionar bien. La construcción normal se esfuerza en conseguir la gradación uniforme requerida (+/- 5 cm es lo típico), que, en muchos suelos, puede producir alguna compactación en el estrato superficial.

Movimientos de tierra en suelos de textura fina.

Se pueden aplicar las mismas precauciones básicas que se han descrito para suelos con textura gruesa. Aunque en este caso, los requerimientos para suelos con contenidos bajos de humedad durante los movimientos de tierra son más importantes. Hay que asumir que

en el diseño se tiene que evitar el relleno de las balsas en los casos en los que el contenido de arcilla o limo exceda del 10%, por tanto, en este apartado sólo vamos a referirnos a los casos en los que haya que realizar desmontes y rellenos con materiales adecuados.

La presencia de una cantidad significativa de limo o arcilla en el estrato más superficial de la balsa de IR puede producir problemas debido a la deposición de esta fracción fina sobre la superficie. El único tratamiento superficial que se ha demostrado que es efectivo en estos casos es realizar una plantación de hierba.

Construcción de surcos y caballones

La construcción de surcos y caballones puede ofrecer ventajas tanto para las balsas vegetadas como para las sin vegetar. Estas construcciones proporcionan un aumento del área superficial de infiltración. También permiten una aireación más rápida del suelo, ya que la parte superior de los caballones ya se ha secado cuando la última aplicación de agua residual se está infiltrando en el surco. Este tipo de construcciones en el fondo de las balsas también abarata el mantenimiento, ya que la acumulación de sólidos se producirá sólo en el fondo de los surcos de forma que los caballones quedarán limpios, de esta manera la necesidad de realizar labores de limpieza se alarga en el tiempo, aunque, por otro lado, los caballones tienen que ser reconstruidos cada cierto tiempo.

Construcción de diques

Los diques utilizados en los sistemas de IR tienen el mismo procedimiento de construcción y de control que los diques convencionales. Para su construcción, se puede emplear aquel material que no es utilizable para la construcción de las balsas de infiltración. Además, es de vital importancia el control de la erosión en los diques durante la construcción, para ello se pueden emplear barreras de limo o de otro tipo, también se pueden vegetar los taludes de los diques, etc. Por último, es necesario prestar una atención especial para evitar que durante la construcción se deposite material procedente del dique dentro de la balsa de infiltración.

Control del flujo subsuperficial y subterráneo

Los sistemas de IR requieren un drenaje adecuado para mantener los valores de infiltración y la eficiencia del tratamiento. Estos valores de infiltración pueden venir limitados por la conductividad hidráulica horizontal del acuífero subyacente. Además, si hay un drenaje insuficiente el suelo puede saturarse, impidiendo así una adecuada reaeración para que se pueda producir la correcta oxidación del amonio.

Es por esta razón que el diseño de las instalaciones debe incluir medidas para favorecer el drenaje, como, por ejemplo, la construcción de zanjas o drenajes subterráneos para interceptar y redirigir el agua subterránea originaria de las proximidades de las balsas de IR. Estos sistemas requieren normalmente un desagüe superficial, pero no diseñado para interceptar el agua residual de percolación sino para el agua subterránea. Estos drenes deben ser instalados en un estadio muy temprano de la construcción, y hay que prestar atención al material que se coloca alrededor y sobre los drenes, ya que, además de ser

compatible con el material original del suelo, debe evitarse que se compacte durante su colocación.

También es aconsejable la construcción de pozos de seguimiento para realizar observaciones rutinarias del flujo y de las características del drenaje durante la construcción. Los pozos deben localizarse en lugares en los que no interfieran con las actividades de construcción y su observación puede ayudarnos a evaluar si será necesario durante el mantenimiento la realización de un trabajo adicional de esta naturaleza.

En algunas ocasiones se ha observado que la realización de una desviación del agua subterránea, puede ser insuficiente para prevenir la interferencia del agua subterránea en el funcionamiento de la balsa debido al aumento estacional del nivel piezométrico.

Por otra parte, el diseño y el plan de obra debe también incluir, en un estadio muy temprano de la construcción, medidas sobre cómo evitar la escorrentía superficial durante la misma. Los elementos temporales que se instalen para evitar la escorrentía se deben eliminar cuando se complete la construcción, siempre y cuando no se vayan a incorporar en el sistema de drenaje definitivo. Dado que la erosión producida por la escorrentía superficial que pueden sufrir los caminos de la zona o las pendientes externas de los diques no será diferente a la ocasionada por la escorrentía producida por una precipitación normal, no es necesario tomar medidas especiales para su control.

Consideraciones finales para la construcción de un sistema de IR

Como conclusión a este apartado se presentan una serie de detalles específicos de este tipo de sistemas, que hay que considerar para su construcción:

1. El drenaje subterráneo solo debe instalarse en suelos saturados, ya que si el nivel freático no varía, o por lo menos no experimenta elevaciones que puedan interferir en el funcionamiento de la instalación, este tipo de drenaje no será necesario, ya que el agua no llegará a los drenes.
2. Se puede usar un filtro de manga en lugar de una envoltura de grava alrededor de las tuberías de plástico usadas para el drenaje en suelos arenosos. Pero estos filtros se pueden obtener cuando se utilizan solos en suelos de materiales más finos como los arcillo-limosos.
3. Las balsas de infiltración una vez construidas deben ararse para aliviar la compactación que se haya podido producir debido al tránsito de la maquinaria por su superficie. Después de arar la superficie hay que alisarla y nivelarla, pero nunca compactarla.
4. Si los suelos en la zona de construcción del sistema tienen un porcentaje variable de arcilla o lino, los suelos con más materiales finos deben apartarse y utilizarlos a modo de barreras, para evitar que material procedente de los diques caiga sobre la superficie de infiltración. Estas barreras si conviene compactarlas, pero no la superficie de infiltración.

5 MANTENIMIENTO DE LOS SISTEMAS DE INFILTRACIÓN RÁPIDA

Si los trabajos de campo para la caracterización del suelo y del acuífero subyacente y el proceso de diseño de las balsas, así como su construcción han sido adecuados, el sistema de depuración debe funcionar sin problemas durante un largo periodo de tiempo. Sin embargo, además de los posibles errores que se pueden cometer en cualquiera de estas fases, el lecho filtrante puede cambiar con el tiempo, de hecho, así lo hará debido a los ciclos repetidos de inundación – desecado y al continuo aporte de materia orgánica.

La regeneración de la superficie de filtrado puede ir desde una simple escarificación superficial y retirada de la materia orgánica, hasta un arado profundo. También es posible la conveniencia de establecer periodos de descanso más largos de los habituales o incluso la necesidad de dejar una balsa fuera de servicio hasta que las propiedades de infiltración de su superficie se hayan regenerado. Sin embargo, no es posible predecir, antes de que el sistema se encuentre operativo la frecuencia y necesidad de estos tratamientos y es la experiencia diaria y la capacidad de observación del operario de mantenimiento de las balsas lo que aconsejará el momento e importancia del tratamiento a realizar.

Lo anteriormente expuesto hace necesario que en el diseño de las balsas se prevea un cierto margen, una flexibilidad que posibilite realizar los ajustes operacionales necesarios y la optimización del uso de las balsas. Incluso con un buen diseño, hay casos en los que se cometen errores en el funcionamiento, como por ejemplo, que todas las balsas estén llenas al mismo tiempo, aunque se supone que el procedimiento debe ser cíclico, o que en cada balsa se esté vertiendo hasta que ésta esté llena, antes de que el flujo sea dirigido a la siguiente. Por estas razones es de vital importancia que el operario tenga la información y los recursos suficientes como para que las expectativas de diseño puedan llevarse a cabo.

5.1 PROGRAMACIÓN DE LOS VERTIDOS

Puesto que se ha diseñado un sistema con suficiente flexibilidad, la principal variable con la que se puede jugar para obtener los objetivos específicos de funcionamiento es la manipulación del ciclo de carga hidráulica. El ciclo fijado deberá ir en función del objetivo que pretendamos conseguir, bien sea maximizar los valores de infiltración, la nitrificación, la eliminación de nitrógeno, o algún otro.

En algunos casos, el diseño puede especificar cargas hidráulicas diferentes para las diferentes balsas que forman el sistema si los suelos son significativamente diferentes. En un caso típico, sin embargo, el diseño se basa en una aplicación uniforme para todas las balsas, derivada de los resultados obtenidos en los experimentos de campo y laboratorio. No es inusual que algunas de las balsas tengan una capacidad más alta o algo más baja que los valores de diseño. El operario debe observar y anotar el volumen de agua aplicada en cada balsa y el tiempo necesario para que se complete la infiltración en cada ciclo. También es recomendable la instalación de un indicador de la altura del agua en cada

balsa. El operario entonces puede observar la velocidad de infiltración real después de que la inundación de la balsa haya finalizado. Éste debe también dibujar las manchas húmedas y las pequeñas áreas que queden encharcadas durante el periodo de secado, a esto debe prestarse especial atención en el siguiente programa de mantenimiento.

La evaluación rutinaria de estos datos permite la optimización de las balsas mediante el ajuste del programa de aplicación y vertido regular en las balsas.

Normalmente no es posible alterar la capacidad de bombeo para aumentar o disminuir los valores de flujo, de forma que los ajustes requieren un cambio en los periodos de inundación para una balsa determinada. Estos datos nos pueden servir como aviso de cuando la colmatación está llegando a niveles inaceptables. No es posible la definición, a priori, de unas reglas generales de aplicación, pero se puede tomar como regla preliminar que toda el agua acumulada al final del periodo de inundación debería haberse infiltrado completamente durante el primer tercio del periodo de secado. Si el final de la infiltración necesita más de la mitad del periodo de secado, entonces será necesario realizar un mantenimiento de la superficie de las balsas. Todos los tipos de suelos, excepto los de materiales gruesos, deben dejarse secar y después se debe escarificar el fondo de la balsa o eliminar la costra de colmatación una vez al año durante la estación más cálida y seca, al margen de cuál sea la capacidad de infiltración en ese momento.



Foto 5.1 La formación de una costra de colmatación puede llegar a ser extraordinariamente rápida si el agua infiltrada no ha sido convenientemente tratada para eliminar la materia en suspensión antes del vertido.

En muchos sistemas el flujo de agua residual, en los primeros años de aplicación, puede ser significativamente menor que el previsto en el diseño final, por lo que será necesario contar con un programa de operación apropiado. La mejor aproximación consistiría en la realización de ciclos rotativos de infiltración entre las balsas o entre grupos de balsas,

usando sólo el número necesario para absorber el flujo actual. A éstas se les debe aplicar la carga hidráulica de diseño. Esto nos puede proporcionar también una confirmación temprana de que todas las balsas tienen la capacidad de funcionar dentro de los valores de diseño. La flexibilidad operacional para hacer este tipo de ajustes requiere múltiples células de sistemas de IR. Se recomienda un mínimo de tres células para los sistemas más pequeños. El operario puede también tener que hacer ajustes o instalar alguna red de distribución adicional en ésta, si la distribución de agua residual en la balsa no es uniforme.

5.2 MANTENIMIENTO DE LAS SUPERFICIES DE INFILTRACIÓN

En la superficie de las balsas de infiltración se producen numerosos fenómenos que disminuyen su capacidad de infiltración, los más importantes son:

- Depósito de los sólidos en suspensión transportados por el agua residual.
- Crecimiento bacteriano.
- Clasificación de los materiales del lecho con concentración de los más finos en la superficie.

Estas capas impermeabilizantes deben ser eliminadas mediante escarificación superficial, operación que ha de realizarse al menos cada seis meses, aunque en dispositivos pequeños puede hacerse solo una vez al año, preferentemente en la época más seca del año. Si la superficie de las balsas está vegetada también será necesario proceder a su siega cuando sea necesario y a la retirada del material vegetal, pues su acumulación puede dar lugar a un crecimiento bacteriano excesivo que tapone los poros más superficiales.

El equipo para el mantenimiento rutinario normalmente consiste en un tractor, u otro vehículo de remolque, poco pesados para evitar la compactación (de ruedas de baja presión) y de discos, o de características similares, para escarificar la superficie. El número y el tamaño del equipo varía con el tamaño del sistema de IR. Un sistema de IR pequeño puede contratar este servicio anualmente a no ser que existan otros usos municipales que requieran de la utilización de este equipo. Si sólo es necesario realizar algunos surcos profundos no será necesario poseer tal equipo dedicado únicamente al mantenimiento del sistema de IR.

Las actividades de mantenimiento deben ser realizadas sólo cuando la balsa esté seca.

Otra operación necesaria es allanar las pequeñas depresiones que se pueden formar debido a la compactación diferencial que produce el agua en el terreno sobre el que se infiltra. Si se observa que existe erosión en los diques de separación, generalmente consistente en los materiales más finos, estos deben ser eliminados.

La frecuencia de estas operaciones debe ajustarse en función de los resultados observados.

En casos extremos, por ejemplo cuando se haya acumulado una excesiva cantidad de materia orgánica, puede llegar a ser necesario eliminar y reponer la capa más superficial del suelo.

En zonas muy frías, las temperaturas bajo cero durante largos periodos de tiempo, hacen que los sólidos en suspensión que lleva el agua residual se des sequen por el viento seco y frío evitando que se forme una capa reductora de los valores de infiltración. Este proceso de desecación tiende a compensar el impacto que sufre la infiltración como consecuencia de la reducción de la actividad biológica debido al clima frío. Cuando se establece un nivel de hielo de más de 0,6 m sobre la balsa, no se produce una reducción significativa de la infiltración.

El mayor problema en la reducción de los valores de la infiltración parece ocurrir en primavera cuando prevalecen las temperaturas más cálidas, ya que no se produce un secado significativo de las balsas. La actividad biológica aumenta al aumentar la temperatura, y algunas veces se puede formar una capa de material biológico que puede reducir sensiblemente la infiltración. Si esto ocurre, hay que hacer previsiones para retirar o escarificar esta capa para permitir la infiltración. (WPCF, 1990).

Durante los periodos de exposición solar excesiva, los sólidos en suspensión en una balsa de IR pueden aumentar de 20 a 30 mg/l a un exceso de 100 mg/l. Cuando esto ocurra hay que tomar medidas para acortar el periodo de dosificación de forma que el agua no permanezca en las balsas tanto tiempo y evitar que esté durante las horas de sol. (WPCF, 1990).

5.3 RENDIMIENTOS OBTENIDOS EN LA DEPURACIÓN

Aunque la mayor parte del proceso de depuración del agua residual, tiene lugar en el primer metro de suelo bajo las balsas de infiltración, es necesario que se produzca un importante movimiento del agua en la zona no saturada y en el acuífero para completarlo (eliminación de bacterias y virus, precipitación de fosfatos, descomposición de compuestos orgánicos, eliminación del sabor y el olor, etc.).

Interesa pues que la distancia entre las balsas de infiltración y el punto donde el agua depurada deja el acuífero, para ser reutilizada, sea lo más larga posible. De esta forma el tiempo de retención y el contacto con los materiales del acuífero serán lo más largos posible.

Aunque la infiltración rápida es una alternativa real a otros sistemas de depuración de aguas residuales urbanas, el impacto principal del proceso se produce sobre el medio subterráneo por lo que de forma continua se debe monitorizar la evolución de los indicadores de calidad del agua subterránea para abastecimiento o riego.

La calidad esperada para el agua residual renovada tiene que compararse con los límites impuestos por la legislación para determinar qué constituyentes del agua residual depurada deberían limitarse.

Los principales procesos que pueden dar lugar a la atenuación de la contaminación de las aguas, una vez infiltradas en el suelo, son los siguientes:

- Filtración.
- Cambio iónico.

- Absorción.
- Reacciones químicas y precipitación.
- Mezcla y dilución.
- Cambio de pH.
- Hidrólisis.
- Volatilización.
- Asimilación biológica.
- Reacciones microbiológicas.
- Desintegración radioactiva.

La influencia de todos y cada uno de estos procesos, en la depuración de los efluentes infiltrados, depende de gran número de factores (calidad físico-química y bacteriológica de los efluentes y de las aguas contenidas en el acuífero, procesos de tratamiento empleados previos a la infiltración, características litológicas y mineralógicas del subsuelo, espesor de la zona no saturada, características climáticas de la zona, etc.), por todo ello, resulta extremadamente aventurado generalizar sobre los resultados obtenidos en cada experiencia concreta. Por otra parte, alguno de los procesos como la desintegración radioactiva, se producen independientemente de las condiciones del medio o de las aguas vertidas.

Sólidos disueltos y en suspensión

La concentración de sustancias disueltas en el agua depurada tiende a ser ligeramente más alta que la del agua residual original debido a la evaporación de las balsas y a la posible disolución del carbonato cálcico y otros minerales en el suelo. La pérdida anual por evaporación en un sistema de IR puede ser algo menor que en una superficie libre de agua, porque la velocidad de evaporación del agua del suelo varía menos que la velocidad potencial próxima al final del periodo seco (Idso et al, 1974).

La evaporación anual para una superficie libre de agua en un clima árido está en un rango entre 1,5 a 2,5 m. En una carga hidráulica de 100 m/año, la evaporación de las balsas puede hacer que el contenido en sal del agua depurada pueda ser entre 1,5 a 2,5% más alto que en el agua residual. En suelos calcáreos puede producirse la disolución de carbonato cálcico sobre todo si la actividad biológica del suelo es elevada. Estos suelos son normalmente alcalinos y el efluente de agua residual puede llevar hasta el lecho iones calcio que tenderán a cambiar el pH de neutro a ligeramente ácido en el suelo debido a la descomposición biológica de los compuestos orgánicos, que produciría CO₂ y ácidos orgánicos.

En la experiencia realizada en el oeste de Phoenix, (Arizona), conocida como "The Flushing Meadows Project" (Bouwer et al., 1974a y b), el contenido en sólidos disueltos totales (SDT) obtenido en el agua depurada fue sobre el 2% mayor (aproximadamente 1.100 mg/l) que en el efluente secundario del agua residual que se infiltraba.

En el proyecto de infiltración rápida de la Avenida 23, en Phoenix, el contenido en SDT en el efluente secundario y en el agua depurada fue prácticamente el mismo, sobre 910 mg/l. La concentración de SDT tiende a variar diaria y estacionalmente. Los pequeños

cambios en el contenido de SDT en el agua cuando se mueve a través del suelo y el acuífero son difíciles de detectar, debido al tiempo que tarda el agua en atravesar la zona no saturada y el acuífero hasta llegar a los pozos de control. La concentración total de sales del efluente de agua residual tiende a ser de 300 a 400 mg/l más alta que la que tiene el agua potable al llegar a la ciudad.

Las reacciones entre los cationes de cambio pueden hacer que la composición catiónica inicial del agua depurada difiera de la del agua residual que se infiltra. El amonio, por ejemplo, puede ser absorbido en los primeros meses de operación del proyecto y no aparece en el agua depurada. Esto puede conducirnos a conclusiones erróneas sobre la capacidad a largo plazo del sistema suelo-acuífero de eliminar el nitrógeno del agua. Como es un catión de cambio complejo, en el equilibrio, tanto en el suelo como en el acuífero, con el movimiento del agua residual a través de este, la composición iónica del agua depurada puede aproximarse a la del agua residual original.

La concentración de sólidos en suspensión en el agua residual puede ser muy variable. Para un efluente secundario bueno, deberían ser del orden de 10 mg/l. Los sólidos en suspensión son prácticamente eliminados por completo por filtración, que empieza con la deposición de las partículas grandes suspendidas en la superficie del suelo o a alguna profundidad. Las partículas individuales pueden ser atrapadas en los poros o pueden, muchas de ellas, interactuar rellenando el poro quedando inmovilizadas e impidiendo así su desplazamiento en la dirección del flujo.

Una vez que el movimiento de las partículas grandes suspendidas se ha bloqueado, las propias partículas sirven como filtro para atrapar partículas sucesivamente más pequeñas, hasta que eventualmente el filtro se colmata y la conductividad hidráulica así como la velocidad del flujo se reducen a una fracción respecto a su valor original. Estudios de laboratorio con materiales esféricos uniformes, han indicado que el taponamiento de los poros ocurre cuando el diámetro de las partículas suspendidas que se mueven a través del medio es mayor de 0,2 veces el diámetro de las partículas del medio (Sakthivadivel and Irmay, 1966).

Dependiendo de cómo se empaqueten las partículas en el medio poroso, el taponamiento también puede ocurrir si el tamaño de las partículas suspendidas es mayor de 0,07 veces el tamaño de las partículas del medio. Cuando el tamaño de las partículas suspendidas es menor de 0,07 veces el de las partículas del medio, las suspendidas se mueven a través del mismo sin taponarlo. En suelos con texturas de media a fina quizá sea esperable que se eliminen todos los sólidos en suspensión del agua residual por filtración. El contenido en sólidos en suspensión para el agua depurada en el Flushing Meadows Project y en el 23rd Avenue Project, generalmente fueron menores de 1 mg/l.

Nitrógeno

El nitrógeno es un nutriente esencial en el crecimiento de las plantas por lo que la mayoría de los suelos responden a la adición de nitrógeno aumentando su producción; sin embargo, las necesidades de nitrógeno para la producción óptima de los cultivos son muy inferiores a los grandes volúmenes que aportan las aguas residuales, no estando compensados.

Al llegar el nitrógeno al suelo en cantidades muy superiores a las que los cultivos pueden retirar, éste percola bajo la zona de las raíces, y al desplazarse a través del suelo llega al agua subterránea. Esto explica que frecuentemente se puedan encontrar altas concentraciones de nitrato en los pozos poco profundos de zonas rurales, donde existe una protección inadecuada de las instalaciones ganaderas o de las fosas sépticas.

La forma predominante del nitrógeno en las aguas residuales es normalmente el amonio, aunque los nitratos también pueden estar presentes si el pretratamiento ha incluido una o varias etapas aeróbicas.

También suele estar presente una pequeña cantidad de nitrógeno orgánico, del cual una parte es soluble y fácilmente convertible en amonio a través de la acción microbiana. El nitrógeno orgánico insoluble asociado a las partículas del suelo también puede convertirse en amonio aunque más lentamente.

Cuando el agua residual se aplica al suelo se inicia una gran variedad de reacciones, unas biológicas y otras no. De las reacciones biológicas las más importantes son la nitrificación y la desnitrificación. La nitrificación es importante porque convierte formas del nitrógeno no lixiviables en otras que pueden viajar con el agua de percolación. La desnitrificación es importante porque es el principal proceso por el cual el nitrógeno en forma de nitrato o nitrito es procesado a través del suelo y escapa a la atmósfera en forma gaseosa.

Mecanismos de eliminación del nitrógeno de las aguas residuales.

El amonio es la forma mayoritaria en que el nitrógeno se añade al suelo durante la aplicación del agua residual. Éste puede quedarse en la superficie del suelo como un catión de cambio, en cuyo caso, competiría por los sitios de cambio con otros cationes que, generalmente limitan este tipo de sorción a menos del 5% de la capacidad de intercambio catiónico (CIC); o puede penetrar irreversiblemente entre los minerales laminares de las arcillas micáceas. Una pequeña fracción del amonio aplicado superficialmente se volatiliza como amoníaco durante la aplicación del agua residual; la extensión de la volatilización dependerá del pH del suelo y del agua residual, de la CIC del suelo, de las condiciones meteorológicas y de los valores de infiltración.

El amonio puede ser absorbido por el suelo cuando éste es transformado en nitrito (nitrificación). Esta conversión se debe principalmente a la acción de bacterias autotróficas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Estas bacterias se encuentran normalmente en suelos con una importante carga microbiana y están normalmente presentes en número suficiente como para convertir el amonio en nitrato rápida y completamente si las condiciones ambientales son apropiadas.

Respecto a la eliminación de nitratos, el suelo tiene una capacidad finita de absorción de los mismos, especialmente en presencia de iones competidores. Por lo tanto, cuando la desnitrificación o inmovilización es limitada, el nitrato se encuentra libre para moverse hacia las aguas subterráneas profundas. Cuando este nitrato alcanza profundidades suficientes, donde el bajo contenido en materia orgánica no permite las reacciones microbianas, éste se comporta como un ion conservativo, en el agua subterránea, siendo transportado junto con ésta a través del suelo.

La inmovilización (asimilación microbiológica de los nutrientes inorgánicos), sucede cuando el nitrógeno proporcionado por la descomposición de la materia orgánica es insuficiente para satisfacer las necesidades microbianas. Cuando esto ocurre, el nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) se incorpora a las células microbianas. El proceso se ve mayoritariamente afectado en función de la relación C/N. Como regla general, cuando existe una alta relación C/N se promueve la inmovilización. En el caso contrario se favorecería la mineralización, (Alexander, 1961).

Las bacterias más importantes en los procesos de desnitrificación son las heterótrofas pertenecientes a los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus* y *Achromobacter*. Una de las bacterias autotróficas sulfo-oxidantes, *Thiobacillus denitrificans*, también puede jugar un papel significativo en la desnitrificación cuando los sulfuros se encuentran en forma reducida. Las bacterias desnitrificantes, son desde un punto de vista fisiológico, muy variadas, se caracterizan por ser capaces de reducir desasimilatoriamente el nitrato y nitrito al emplearlo como aceptor de electrones en una cadena respiratoria.

Tanto las bacterias nitrificantes como las desnitrificantes son organismos comunes en los suelos y de amplia distribución. Existe una pequeña correlación entre los valores de desnitrificación y el número de bacterias desnitrificantes presentes en los suelos. Además del tamaño de la población, existen otros factores limitantes de la desnitrificación como son la presencia de una fuente de energía adecuada, el contenido en oxígeno del medio, la temperatura y el pH.

Cuando el ARU estabilizada se aplica al suelo, la disponibilidad de materia orgánica presente en el mismo es más importante que la contenida en el agua residual. Generalmente esta disponibilidad es mayor cerca de la superficie, quizá aumentada por las reacciones de desnitrificación. Gilmour et al demostraron que en un flujo superficial en el suelo el 0,91% del carbono total es desnitrificado rápidamente sin necesidad de enmienda orgánica y que, por el contrario en el subsuelo solo se desnitrifica el 0,48% a menos que se le suministre un substrato orgánico (Gilmour et al, 1978 en Asano 1985). Se podría afirmar que la zona más activa en la desnitrificación es la más cercana a la superficie a pesar de ser la más próxima a la atmósfera.

Eliminación de nitrógeno en un sistema de IR

La mayoría de los compuestos nitrogenados en las aguas residuales pueden ser transformados en iones nitrato móviles debido a la acción bacteriana. Sin embargo, el único mecanismo de eliminación permanente de nitratos en las balsas de recarga es la desnitrificación, que ocurre bajo condiciones de saturación del suelo. Ésta puede ser responsable de la eliminación del 30 al 95% del nitrógeno total aplicado en función del contenido en carbono del agua residual, de las cargas hidráulicas aplicadas y de la duración de los periodos de inundación en las balsas de recarga.

Las condiciones que favorecen este proceso pueden verse aumentadas para efluentes en los cuales el nitrógeno está en forma de amonio, mayoritariamente debido a que el periodo de inundación es suficientemente largo como para saturar el complejo de cambio catiónico en los primeros 0,5 a 1 m de suelo, (esta zona se convierte en aeróbica durante la fase de secado) con el amonio absorbido.

La máxima cantidad de nitrógeno que se puede desnitrificar eficazmente durante el proceso de IR, bajo condiciones operativas óptimas, (ΔN), se puede estimar a partir de la concentración de COT del agua residual empleando la siguiente ecuación:

$$\Delta N = (COT - 5) / 2$$

Por lo tanto, para maximizar la eliminación de nitrógeno, es necesario que la relación C/N sea, como mínimo de 2 a 1. Normalmente, la relación C/N en los efluentes secundarios es inferior a este valor. Esta es la razón por la cual, para obtener la máxima eliminación de nitrógeno se recomienda que se de un tratamiento primario a este efluente, previo a la aplicación.

En suelos aptos para sistemas de IR, la eliminación de nitrógeno es inversamente proporcional a la permeabilidad del suelo. Este hecho hace que sea posible aumentar el potencial de eliminación de nitrógeno reduciendo la velocidad superficial de infiltración compactando el terreno en superficie. En consecuencia, es necesario reducir la carga hidráulica de diseño.

Bajo las balsas de infiltración durante el periodo de desecación, el oxígeno atmosférico puede moverse dentro del perfil del suelo y permitir a las bacterias nitrificantes convertir el amonio adsorbido en nitrato. Este nitrato puede difundirse hacia lugares microanaeróbicos, que están todavía presentes en los pequeños poros e intersticios en la otra zona aeróbica, donde puede ser desnitrificada. El nitrato sobrante es conducido fuera del sistema cuando se retoma el periodo de inundación. Esto produce una alta concentración de nitratos en el agua depurada al moverse hacia abajo. Analizando el nitrato en un diagrama este aumento se puede detectar como un pico de nitrato en la muestra de agua depurada de la parte superior del agua subterránea bajo las balsas. A medida que aumenta la profundidad o el alejamiento de las balsas este pico se va disipando ya que la concentración de nitrato se va haciendo más homogénea.

La duración de los periodos de humectación y desecado para maximizar la desnitrificación en el suelo inundado con el agua residual, donde el nitrógeno está mayoritariamente en forma de amonio depende principalmente de la carga de nitrógeno (que viene determinada por los valores de infiltración y de concentración de nitrógeno del efluente), de la capacidad de intercambio catiónico del suelo, del porcentaje de amonio intercambiable (que se determina mediante la composición catiónica del agua residual), de la profundidad de suelo que se vuelve aeróbica durante el periodo de desecado y de la temperatura. La mayoría de estos procesos han sido cuantificados y es posible hacer una estimación de la longitud óptima de los periodos de humectación y desecado registrados para la desnitrificación (Lance et al. 1976), sin embargo, la experiencia local es necesaria para su evaluación precisa.

A título orientativo, para un efluente primario, la máxima desnitrificación se alcanza con un periodo corto de humectación (1 ó 2 días) seguido de un periodo largo de desecado, (12 a 14 días), siempre que exista una alta relación DBO_5/N (la máxima desnitrificación se produce cuando la relación DBO_5/N es de 3,2:1). Para efluentes secundarios un ciclo de 9 días de humectación y 12 de desecado pueden hacer máxima la desnitrificación.

En Hollister, California, la eficiencia en la eliminación del nitrógeno total fue del 93 % al pasar el agua residual de la superficie hasta la zona saturada (Pound et al, 1978). La relación DBO_5/N fue de 5,5:1, y el ciclo de aplicación fue de 1 día de humectación seguido de 14 a 21 días de secado.

Dornbush estudió el tratamiento de estabilización de efluentes mediante IR (Dornbush, 1981, en Asano, 1985). Aplicó una carga hidráulica de 12 m/año a suelos arcillosos salinos y la eliminación de nitrógeno fue del 80%. Por el contrario, Carlson et al consiguió una nitrificación aproximadamente del 10% en materiales más gruesos (Carlson et al, 1982).

Para el proyecto de Flushing Meadows, los periodos óptimos para la nitrificación fueron de 9 días de humectación y 12 de secado, mientras que se mantenía una carga hidráulica de aproximadamente 70 m/año con una profundidad de agua en las balsas de 0,5 m. Con esta periodicidad el agua renovada contenía el 65 % menos de nitrógeno que el efluente secundario (Bouwer et al., 1980). En el 23rd Avenue Project, una secuencia de dos semanas de infiltración - dos semanas de secado proporciona una eliminación de nitrógeno del 74 % (Bouwer et al, 1984).

Para ambos proyectos, el nitrógeno residual en el agua renovada aparecía en su mayoría en forma de nitrato. Si los periodos de inundación fuesen más largos que los arriba expuestos, entraría en el suelo más nitrógeno en forma de amonio del que puede ser nitrificado durante el periodo de secado. De esta forma, el amonio adsorbido se acumularía en el suelo, reduciendo la cantidad de amonio que puede ser adsorbido durante el ciclo de humectación siguiente, y aumentando la concentración de éste en el agua depurada. Por otro lado, si los periodos de inundación son más cortos de lo necesario para que la desnitrificación sea máxima, el suelo no será lo suficientemente anaeróbico para la adsorción de amonio y se produciría más nitrificación y menos desnitrificación. En ciclos de 2 días de humectación y 5 de secado, por ejemplo, se produce esencialmente la conversión completa del nitrógeno total en el efluente a nitrato en el agua depurada (Bouwer en Asano, 1985).

Otros procesos pueden también simular la desnitrificación. Por ejemplo, un estrato de algas activas en la parte de debajo de las balsas produce oxígeno durante el día, que puede nitrificar algo de amonio en el agua de infiltración. El nitrato resultante podría moverse a través del suelo, donde podría ser desnitrificado.

La desnitrificación en el suelo puede también verse incrementada por pequeñas aplicaciones de agua residual durante los periodos de desecado mediante, por ejemplo, un sistema de aspersión. Esto puede añadir carbono orgánico a la porción de suelo superior biológicamente activa y crear condiciones húmedas que puedan favorecer la desnitrificación.

La desnitrificación del nitrato, que es conducido fuera de los niveles superficiales del suelo cuando la humectación se reanuda, puede ser simulada manteniendo una profundidad de agua mínima en las balsas para el primer día o los dos primeros días de humectación. Esta acción puede reducir el valor inicial de infiltración, dando al nitrato más tiempo en los minerales superiores del suelo biológicamente activos, donde puede ser

desnitrificado. Los valores de desnitrificación se ven también afectados por la temperatura, si se reduce por debajo de 15 °C. Esto provoca el aumento de nitrógeno en forma de nitrato en el agua depurada en invierno y primavera.

Si el nitrógeno en el efluente para un sistema de infiltración rápida está en su mayoría en forma de nitrato, la desnitrificación se puede aumentar mediante el uso de periodos de humectación largos que den lugar a condiciones anaeróbicas en el suelo bajo las balsas.

La desnitrificación requiere aproximadamente 1 mg de carbono orgánico por cada mg de nitrógeno en forma de nitrato para ser desnitrificado, aunque este valor variará según el microorganismo implicado, de la fuente de carbono disponible, de la presencia de oxígeno, etc. (Gómez, MA et al, 2000). Cuando los efluentes nitrificados tienden a tener un contenido bajo en carbono orgánico, puede ser necesario añadir carbono orgánico antes de que el efluente se infiltre.

Otras consideraciones respecto del nitrógeno.

Desde un punto de vista sanitario un exceso de nitratos en el agua de consumo puede causar metahemoglobinemia en lactantes, afección, que aunque rara, está perfectamente descrita y documentada en la bibliografía. Los rumiantes también pueden verse afectados por los efectos adversos del nitrato en el agua de bebida. (WHO, 1985).

El exceso de nitrógeno puede además causar un crecimiento explosivo de algas en las balsas de decantación o en las propias balsas de infiltración. Como consecuencia de este crecimiento se puede producir una rápida colmatación del lecho filtrante, además las algas, al descomponerse durante el periodo de secado, aumentan el contenido en materia orgánica del suelo.

El nitrato se comporta en el agua subterránea como un contaminante conservativo, cuando un agua enriquecida en esta especie aflora a superficie en el lecho de un río, en un lago, etc. puede producir fenómenos de eutrofización de difícil explicación si no se conoce este origen poco frecuente.

Desde un punto de vista agrícola niveles moderados de nitrógeno en el agua de riego pueden servir de complemento al abonado, niveles excesivos pueden llegar a ser tóxicos.

Fósforo

A diferencia del nitrógeno, el comportamiento del fósforo aplicado con el agua residual es controlado principalmente por reacciones químicas.

En los sistemas de IR los principales mecanismos de eliminación de fosfatos en el agua son la adsorción y la precipitación química, de sus componentes amorfos o cristalinos con hierro, aluminio o calcio. Las superficies reactivas del hierro y el aluminio se producen al romperse los bordes de los minerales cristalinos de la arcilla y las del calcio las encontramos principalmente en los carbonatos cálcicos y calcico-magnésicos en estado sólido. En los suelos ácidos, los fosfatos de hierro y aluminio son dominantes mientras que en los alcalinos lo son los de calcio.



Foto 5.2 El crecimiento explosivo de algas en las balsas de almacenamiento del agua o en las balsas de infiltración puede dar lugar a problemas imprevistos de colmatación del lecho.

Muchas investigaciones han puesto de manifiesto, que los ensayos de sorción isotérmica estándar subestiman seriamente la capacidad de eliminación total de fósforo (EPA, 1981 y Enfield & Bledsoe, 1975), ya que aunque la adsorción sobre la superficie de los minerales sea inicialmente rápida, con el tiempo se producen reacciones que transforman el ortofosfato adsorbido a fosfato mineral al unirse a iones hierro, aluminio o calcio solubles, que hace que la solubilidad pase a ser algo menor que la de las formas adsorbidas, produciéndose la precipitación. Esto, junto con la creación de nuevas posiciones por la alternancia de la humectación y el secado, proporciona nuevos sitios para la adsorción.

Tras el estudio de la cinética de estas reacciones (Enfield et al, 1981) se ha desarrollado un modelo para predecir la eliminación de fosfato del agua residual al moverse a través de los suelos. La reacción comienza con una ecuación cinética de primer orden, pudiéndose obtener la concentración final o de equilibrio de fosfato en el agua depurada de un sistema de tratamiento suelo-acuífero a partir de los productos de solubilidad de los componentes mayoritarios del fosfato en el ambiente subterráneo.

A modo ilustrativo se puede mostrar el comportamiento del fósforo en el suelo a partir de los siguientes estudios realizados en Estados Unidos.

Para los suelos calcáreos en el proyecto de Flushing Meadows, la eliminación de fosfato en la zona no saturada y en el acuífero dependió de la cantidad de fosfato aplicada que vino determinada por la carga hidráulica y la concentración de fosfato, de forma que la eliminación de fosfato fue menor cuando la carga hidráulica era mayor. También los niveles

de fosfato en el agua depurada tendieron a aumentar y a disminuir en función de la concentración de fósforo en el agua añadida. Al final de 1977, la concentración de fosfatos fue de 6,5mg/l para el efluente secundario, 1,2 mg/l para la muestra de agua depurada a una profundidad de 9 m en el centro de la balsa, y 0,3 mg/l en la muestra de agua depurada a una profundidad de 6 m a una distancia de 30 m de la balsa.

En el proyecto de la 23rd Avenue se observó como las concentraciones de fósforo en forma de PO_4 tras cinco años de operación se reducen de forma continua cuando el agua depurada fluye vertical y horizontalmente a través del acuífero. La acumulación de fosfato precipitado por unidad de volumen de suelo y de acuífero es muy lenta lo que provoca se pueda tardar décadas o cientos de años en detectar una reducción significativa de la porosidad y la conductividad hidráulica debido a la acumulación de fosfato.

No existen estándares sobre el contenido en fósforo en las aguas de riego, en aguas de abastecimiento la concentración máxima admisible es de 5 mg/l como P_2O_5 , además en el agua subterránea suele ser un elemento minoritario pues es fácilmente eliminado por la matriz sólida, únicamente en algunos casos excepcionales pueden darse casos de eutrofización de las masas de agua superficiales relacionadas con el acuífero contaminado.

Elementos traza: Metales, boro y flúor

Las concentraciones de metales pesados en el agua residual suelen estar, normalmente, por debajo de los límites máximos establecidos para el agua de abastecimiento y de riego excepto en aquellos lugares en que el agua residual procede de metalurgias o de procesos en los que se emplean metales pesados. Donde la concentración de éstos es excesivamente alta, el procedimiento más lógico para reducirla se basa en el control del foco que está produciendo estos contaminantes.

Los elementos traza pueden ser objeto de gran variedad de reacciones en el perfil del suelo. Estas reacciones incluyen:

- Asociación con las superficies activas del suelo.
- Precipitación.
- Oclusión en otros precipitados.
- Difusión de sólidos dentro de los minerales del suelo.
- Incorporación a biosistemas.
- Complejación y quelación.
- Unión a vertidos residuales.

La diferencia en importancia relativa y frecuencia de estas reacciones depende del elemento traza en cuestión. La naturaleza y la extensión de las reacciones de degradación de contaminantes varían en función del potencial redox, del pH, de la concentración de electrolito, presencia de materia orgánica, presencia de agentes complejantes o quelantes y del tipo de suelo.

En el suelo, los metales pesados entran en reacciones de cambio catiónico con la arcilla y la materia orgánica, también intervienen reacciones específicas de sorción con los

minerales del suelo, y de quelación con moléculas orgánicas. Los metales pesados en el efluente residual pueden aparecer como quelatos solubles de bajo peso molecular. Estos agentes quelantes pueden aumentar la movilidad de los metales en el sistema suelo acuífero. Por otra parte, las deformaciones físicas, presiones, estiramientos y la sorción pueden eliminar los metales complejados de alto peso molecular procedentes del efluente. Al descomponerse las moléculas orgánicas, los metales quedan libres para reaccionar con hidróxidos de hierro y aluminio, calcio y otros compuestos químicos del suelo y quedar inmovilizados. Esta reacción de inmovilización será más pronunciada a pH alto y condiciones aeróbicas que a pH bajo y condiciones anaeróbicas. El principal problema de los metales pesados es que pueden acumularse en el suelo en cantidades demasiado altas para la utilización de este como suelo agrícola. Sin embargo esto no es un inconveniente en sistemas de infiltración rápida donde el suelo no se usa para la producción de cultivos. Hay estudios que indican que el cadmio es el metal pesado más móvil en el ambiente subterráneo.

El boro es adsorbido por hidróxidos de aluminio y hierro de los minerales de la arcilla, por óxidos de hierro y aluminio, por minerales micáceos de la arcilla y por hidróxidos de magnesio que aparecen en las superficies de erosión de los minerales ferromagnesianos. En suelos arenosos y en acuíferos formados principalmente por cuarzo, la inmovilización del boro no es significativa

El flúor proviene en el agua residual de la fluoración del agua de abastecimiento público. Éste es adsorbido por varios componentes del suelo, especialmente óxidos de aluminio hidratados, y precipitados como fluorita (CaF_2) y fluorapatito. Es posible que la eliminación de flúor continúe en el acuífero paralela a la eliminación de fosfato.

Sustancias orgánicas en concentraciones traza

El agua residual urbana contiene sustancias orgánicas en concentraciones traza que poseen efectos nocivos sobre la salud. Estas concentraciones pueden ser reducidas cuando se vierte el agua a través del suelo debido a procesos de volatilización, sorción y degradación biológica de estas partículas orgánicas. Tanto el mecanismo como la tasa de eliminación varía en función del tipo de componente orgánico.

Volatilización.

La tasa de volatilización de los microcontaminantes en el suelo, está controlada por seis factores:

- Propiedades físico-químicas del compuesto orgánico
- Características de sorción del suelo
- Contenido de agua
- Movimiento del aire
 - Temperatura
 - Difusión.

La volatilización se produce durante la aplicación del agua y la infiltración de ésta a través del suelo en los lugares de sorción. La tasa de reducción de estos contaminantes

dependerá tanto de sus características físico-químicas como de las condiciones atmosféricas y del método de aplicación.

La volatilización en los lugares de sorción depende de tres reacciones:

- Transferencia de los compuestos orgánicos del suelo de los lugares de sorción a la solución del suelo.
- Paso de estas sustancias de la solución del suelo al aire del suelo.
- Difusión de los compuestos orgánicos del aire del suelo a la atmósfera.

La extensión de estas tres reacciones dependerá de la solubilidad, gradiente de concentración y proximidad a la superficie del suelo respectivamente.

Sorción.

Se producirá en función de las características del sistema:

- Forma y configuración de las moléculas sorbentes, incluyendo su estructura, la posición de los grupos funcionales y la presencia y grado de insaturación molecular.
- Características químicas de las sustancias sorbentes, incluyendo acidez y basicidad, solubilidad en agua, distribución de la carga, polaridad y capacidad para polarizarse.
- Naturaleza del sorbente, incluyendo su composición mineralógica, contenido en materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico.

Existen siete mecanismos de sorción:

- Catión de cambio
- Anión de cambio
- Catión-dipolo
- Coordinación de enlaces
- Puentes de hidrógeno
- Fuerzas de Van Der Waals
- Enlaces hidrofóbicos.

El catión de cambio afecta a los componentes orgánicos básicos; la sorción por este mecanismo aumenta cuando el suelo está saturado con cationes electronegativos. El anión de cambio usa compuestos orgánicos ácidos y el aumento de pH es despreciable. En ausencia de agua, las moléculas orgánicas polares pueden ser atraídas por cationes de cambio y formar un enlace catión-dipolo. De igual forma, en ausencia de agua, un metal de transición de cambio puede formar un enlace de coordinación. Los puentes de hidrógeno constituyen un mecanismo importante para compuestos que contengan grupos carbonilo, hidroxilo, y amino. Las fuerzas de Van der Waals pueden ser importantes en la sorción de moléculas monoiónicas y apolares.

Degradación.

La degradación puede ser química o biológica. Un ejemplo de degradación química, que ocurre en el suelo, puede ser la hidrólisis de compuestos orgánicos o la fotoxidación. La eliminación de los compuestos orgánicos traza en el suelo es el principal resultado de la

degradación biológica. Sin embargo, muchos compuestos orgánicos que pueden ser parcial o totalmente degradados, no pueden ser metabolizados por los microorganismos del suelo. Además los factores ambientales, como el pH, el contenido en humedad, la temperatura, la capacidad de intercambio catiónico, y la disponibilidad de aire pueden limitar la capacidad microbiana para la descomposición de sustancias orgánicas traza .

McCarty et al. (McCarty et al, 1980) determinaron que para sustancias simples, hay una concentración mínima por debajo de la cual la película biológica, lugar donde la actividad biológica es máxima, desaparece. Esto se debe a que para el mantenimiento de los microorganismos se necesita un nivel mínimo de sustrato simple que puedan reducir. Aunque si la película biológica se mantiene debido a que estas sustancias orgánicas están presentes en concentraciones suficientemente altas, los compuestos con concentraciones por debajo de la mínima también se pueden degradar. Por tanto, el vertido de efluentes primarios puede ser más beneficioso, desde el punto de vista de la degradación de los microorganismos que el de efluentes secundarios y terciarios.

Bower y McCarty (Bower y McCarty, 1981) mostraron que los bencenos clorados traza podrían ser usados por la película microbiana mantenida con acetato como sustrato principal. La eliminación del acetato fue del 95% para un efluente con concentración 0,05 mg/l en la columna de estudio. Los bencenos clorados se redujeron en un 90 a 98 %, lo que los autores atribuyeron a su utilización como sustrato secundario.

Por el contrario, McNabb et al. (McNabb et al, 1981) añadieron muchos componentes orgánicos refractarios a suelos sin añadir sustrato orgánico biodegradable. Obtuvieron que más del 90% del Tolueno fue degradado en una semana de incubación pero que sólo el 10% del clorobenceno se degradó en el mismo tiempo. Cuando el suelo fue autoclavado antes de la incubación no se produjo degradación de ningún componente, esto indica que la actividad biológica es responsable de este proceso.

DBO₅

La principal fuente de descomposición de materia orgánica en el suelo son los microorganismos. Este hecho en principio debería ser una ventaja, dado el tipo de depuración de ARU de que se trata. En los casos en los que la carga de DBO₅ es elevada, las bacterias se reproducen a gran velocidad formando películas biológicas que pueden llegar a obstruir los poros del suelo, reduciendo tanto la velocidad de infiltración como la reaireación del suelo en la etapa de secado, lo que contribuirá a que los periodos de secado cada vez tengan que ser más largos. A largo plazo, este sellado del suelo, que se ve acelerado por los subproductos de las bacterias anaerobias, junto con el consumo de oxígeno durante la degradación por acción bacteriana, puede conducir al desarrollo de condiciones anaerobias en el interior del suelo. El resultado final por tanto sería el fallo del sistema.

Meltca y Eddy recomiendan que las cargas de DBO₅ esten dentro del intervalo de 45-299 kg/ha/d ya que aunque en la bibliografía aparecen cargas más elevadas, los sistemas requieren un mantenimiento más exhaustivo, e incluso ir precedidos de estudios en planta piloto.

Microorganismos

Bacterias

Las bacterias en el agua residual son eficazmente eliminadas mediante filtrado a través del suelo o retención en su superficie y en los contactos interpartículas, junto con la sedimentación y sorción por las partículas del suelo.

En suelos arcillosos, la adsorción juega el papel más importante en la eliminación de microorganismos debido al pequeño tamaño de las arcillas, su forma aplanada, la presencia de una gran área superficial para un volumen dado, y la sustitución de los átomos de metal de valencia baja en su estructura cristalina, hacen de ellas lugares ideales de adsorción para las bacterias, y sobre todo de los virus.

Es difícil hacer generalizaciones respecto a la distancia del recorrido de microorganismos, pero el movimiento está relacionado directamente con los valores de infiltración hidráulica e inversamente con el tamaño de las partículas del suelo y de la concentración y composición catiónica del soluto. La retención y, en consecuencia, la supervivencia también depende de los valores de flujo del agua subterránea, la tensión de oxígeno, la temperatura, la disponibilidad de alimento, las formas antagonistas de la microflora del suelo, el contenido en humedad, el pH, la insolación, el contenido en materia orgánica, y la concentración inicial de bacterias.

Las zonas más superficiales del perfil del suelo juegan un papel clave en la eliminación de las bacterias. Una vez que estos microorganismos son retenidos, el periodo de supervivencia es función de la exposición a la luz solar, la oxidación, la desecación y el antagonismo de la población microbiana en el suelo. En general, las enterobacterias persisten en el suelo durante dos o tres meses, aunque se han detectado tiempos de supervivencia mayores de 5 años. Sin embargo, la infiltración rápida intermitente del agua residual suele obtener resultados significativos en la eliminación de bacterias.

Bouwer y Chaney (Bouwer y Chaney, 1974) observaron que las bacterias coliformes fecales en general son eliminadas en los primeros 5 a 8 cm del suelo. Sin embargo, en los suelos con materiales gruesos y grandes volúmenes de aplicación de ARU puede ser necesario del orden de unos 30 m de suelo para su completa eliminación.

Virus

A diferencia de lo que ocurre con las bacterias, en las que la infiltración en la interfase suelo-agua se muestra como el factor limitante de su movimiento a través de la ZNS, la adsorción es el factor predominante en la eliminación de virus a través del suelo, este fenómeno determinará no solo la eficiencia de la retención de virus a corto plazo, sino también el comportamiento a largo plazo. La adsorción viene condicionada por variables tales como el pH, la presencia de cationes en el medio, y la presencia de grupos ionizables en los virus.

El mecanismo exacto de adsorción de los virus se desconoce. Sin embargo, existe una teoría a cerca de la formación de una unión o puente arcilla-cación-virus como enlace entre virus con carga negativa y partículas de arcilla. Puede que una reducción en la

concentración de cationes termine en una rotura del puente y la consiguiente liberación del virus. De la misma forma, el pH juega un papel crucial tanto para los virus como para las partículas coloidales del suelo. Se ha demostrado que la materia orgánica en solución compite eficientemente por la adsorción de virus con las partículas de arcilla.

Los factores que influyen en el movimiento de los virus en el suelo son:

- **La lluvia:** Los virus retenidos cerca de la superficie del suelo pueden ser eluidos tras una lluvia fuerte debido al establecimiento de gradientes iónicos en la columna de suelo.
- **pH:** Los pH bajos favorecen la adsorción de virus.
- **La composición del suelo:** En condiciones favorables y altos contenidos de arcilla, los virus son adsorbidos por éstas. En suelos arenosos limosos y los que contienen materia orgánica son también favorables para la eliminación de virus. En cambio, los suelos que presentan una superficie específica reducida no son efectivos en la eliminación de virus.
- **Velocidad del flujo:** Al aumentar la velocidad del flujo, la eliminación de virus disminuye.
- **Compuestos orgánicos solubles:** la materia orgánica soluble compite con los virus en los lugares de adsorción de las partículas del suelo, que trae como resultado la disminución de la adsorción de virus o incluso la elución de los virus adsorbidos previamente.
- **Cationes:** La presencia de cationes normalmente aumenta la retención de los virus en el suelo.

La adsorción de los virus no puede considerarse como un proceso de absoluta inmovilización de éstos, ya que hay procesos que pueden romper los enlaces que éstos establecen con las partículas del suelo y por tanto quedar libres para llegar a lugares muy profundos en el perfil. Una vez retenidos en el suelo, los virus pueden permanecer vivos durante periodos entre 7 días y 6 meses. Las condiciones climáticas, especialmente la temperatura, ejercen la mayor influencia en el tiempo de supervivencia.

Desde principios de los años 70 se dispone de métodos de muestreo de enterovirus en grandes volúmenes siendo posible realizar estudios de campo sobre el movimiento de los virus a través del suelo. Aunque el número de estudios de campo realizados es reducido, éstos han demostrado que los virus pueden conseguir llegar al agua subterránea bajo las balsas de infiltración (Cortes, 1985).

6 ASPECTOS AMBIENTALES

6.1 INTRODUCCIÓN

Se presenta en este apartado una introducción al tratamiento que hace la normativa ambiental respecto a la infiltración rápida, además se muestran las acciones que deberían ser llevadas a cabo para su cumplimiento. El objetivo último de estas acciones es conseguir que el impacto ambiental producido por el sistema de depuración sea el mínimo posible, cuando no nulo.

Desde el punto de vista de la legislación, el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (Resolución de la Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda de 28 de abril de 1995, BOE 12/5/95), pretende completar las infraestructuras de tratamiento de aguas residuales, según los criterios que establece la Directiva 91/271/CEE y fomentar la reutilización de las aguas residuales. La Directiva 91/271/CEE y su transposición al ordenamiento jurídico del Estado mediante el Real Decreto-Ley 11/1995 de 28 de diciembre, por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas, establece para su cumplimiento el siguiente calendario: antes del 1 de enero de 1999 deberán depurar sus aguas residuales las poblaciones de más de 10.000 habitantes-equivalentes que se encuentren en zonas sensibles desde el punto de vista ambiental o turístico, antes del 1 de enero de 2001 deberán depurar sus aguas residuales las poblaciones de más de 15.000 habitantes-equivalentes y para el 1 de enero de 2006 también lo deberán hacer las poblaciones de entre 10.000 y 15.000 habitante-equivalentes y las poblaciones de entre 2.000 y 10.000 habitantes-equivalentes que viertan sus aguas residuales en aguas continentales o estuarios.

Para las poblaciones de menos de 2.000 habitantes-equivalentes, para las que se propone el empleo de este tratamiento en nuestro país, se establece que para el 1 de enero de 2006 a más tardar, deberán de dar a las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores un "tratamiento adecuado", siempre y cuando estas aguas residuales se viertan a aguas dulces y estuarios, entendiéndose por tratamiento adecuado el tratamiento mediante cualquier proceso y/o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad y las disposiciones pertinentes de la Directiva 91/271/CEE y de las restantes Directivas comunitarias.

También para esa fecha deberán recibir un tratamiento adecuado las aguas residuales procedentes del resto de los núcleos de población menores de 10.000 habitantes-equivalentes que sean vertidas a aguas marítimas.

Por otro lado, el Real Decreto-Ley 9/2000, de 6 de octubre, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental establece en su anexo I que deberán someterse a evaluación de impacto ambiental:

- Los proyectos de recarga artificial de acuíferos, si el volumen anual de agua aportado es igual o superior a 10 millones de metros cúbicos.

- Plantas de tratamiento de aguas residuales cuando se de alguno de los siguientes supuestos:

Capacidad de la planta superior a 150.000 habitantes-equivalentes.

Cuando el vertido del efluente afecte a un medio acuático calificado como sensible.

En caso de río, cuando la ubicación del vertido del efluente esté próxima, aguas arriba, a tomas de abastecimiento humano.

Por tanto, para el tipo de instalaciones propuesto (destinadas a poblaciones menores de 10 000 habitantes equivalentes), no será necesaria la realización de un estudio de impacto ambiental debido a la recarga artificial ni por la capacidad de la planta. Por tanto, los elementos a los que habrá que prestar una especial atención a la hora de determinar la necesidad de hacer el estudio de impacto serán: por un lado la posibilidad de verter a un medio acuático sensible y por otro la proximidad a tomas de abastecimiento humano.

El Real Decreto 9/2000 da competencia a las Comunidades Autónomas para decidir la necesidad o no de realizar la Evaluación del Impacto Ambiental para las actividades recogidas en el anexo II. El sistema de depuración que nos ocupa se puede ver afectado por los siguientes casos:

- Recarga artificial de acuíferos cuando el volumen anual de agua aportada sea igual o superior a 300.000 metros cúbicos (proyectos no incluidos en el anexo I).
- Instalaciones de eliminación de residuos no incluidas en el anexo I.

Por tanto, en la mayoría de los casos, los aspectos ambientales de este tipo de instalaciones vendrán regulados por lo que cada Comunidad Autónoma estipule al respecto, es decir, los estudios de impacto ambiental para este tipo de sistemas de depuración, en la mayoría de los casos serán diferentes en intensidad y en los requisitos exigidos en función de la comunidad autónoma en la que nos encontremos.

A continuación se dan unas nociones de cuáles son, en la mayoría de los casos, desde un punto de vista ambiental, los aspectos más importantes a controlar durante todo el ciclo de vida de una instalación de estas características.

6.2 SELECCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO

En un primer paso debe estudiarse la aptitud del emplazamiento seleccionado para albergar la instalación de depuración. Puesto que los principales factores ambientales que pueden verse afectados por este sistema de depuración son el suelo y el agua subterránea, es necesario hacer un estudio hidrogeológico y edáfico detallado que, en caso de barajarse varios emplazamientos en la zona, permita confeccionar un mapa de vulnerabilidad de las aguas subterráneas y de aptitud del suelo. La superposición de ambos mapas servirá como guía para llegar a una decisión adecuada.

Como parte de este estudio debería incluirse un análisis del paisaje con el fin de evitar, en la medida de lo posible, su alteración, aprovechando, por ejemplo, las irregularidades del terreno para camuflar las instalaciones. La adecuada situación de las instalaciones evitará además los movimientos de tierra reduciendo la altura de los taludes en los casos

en los que sea necesaria su construcción, abaratando los costes de ejecución y limitando el impacto visual y paisajístico.

Otro detalle a tener en cuenta es la existencia de algún pozo de abastecimiento en la zona, en cuyo caso, la instalación debería situarse aguas abajo del mismo de forma que el agua procedente de la depuradora circule en sentido contrario.

También se debe tener en cuenta a la hora de decidir la localización de la instalación la dirección de los vientos dominantes para así evitar que la población de los núcleos urbanos colindantes pueda verse afectada por los olores que puedan producirse. Además esta medida reducirá la posibilidad de que, sobre todo en época estival, lleguen insectos voladores a la población.

6.3 DISEÑO DEL PROYECTO

En esta fase se deberá procurar que los materiales de construcción empleados, así como la morfología de las edificaciones, en el caso en que sean necesarias, encajen en el entorno de forma coherente.

Hay que procurar que la instalación se ajuste lo máximo posible a las irregularidades del entorno, evitando así la presencia de zonas muertas y también el impacto paisajístico. (Pizarro et al. 2000)

Los colectores y emisarios deberán tener la mínima anchura posible y ser construidos de forma que se integren perfectamente en el medio y su trazado se debería ajustar a criterios de minimización de afeción de la vegetación, especialmente la arbórea y aquella que por cualquier razón se encuentre protegida o sea de especial importancia en la zona. De igual forma se debería realizar el trazado de los colectores y emisarios de forma que afecten mínimamente a las parcelas agrícolas y demás usos tradicionales del suelo. Es preferible afectar a un suelo ya alterado que a uno en condiciones naturales. En caso de ser posible, deberían ser subterráneos.

Lo ideal es que un sistema de este tipo funcione por gravedad y no necesite ningún tipo de fuente de energía, pero, en caso de ser necesaria, se debería dar prioridad al empleo de fuentes alternativas y en caso de no ser posible, las líneas eléctricas deberían tenderse de forma subterránea por las vías de acceso a la instalación.

Respecto a las vías de acceso, éstas deberán diseñarse limitando su anchura estrictamente a lo necesario y adaptándose a las irregularidades del terreno, de esta forma durante su construcción se evitarán movimientos de tierra innecesarios.

Los piezómetros de control deben diseñarse de forma que sobresalgan lo menos posible del terreno y especialmente en la dirección del flujo, ya que será la forma más adecuada para detectar cualquier problema en el agua que se está depurando, lo cual no exime de construir otros en otras direcciones.

Una instalación de pequeñas dimensiones no necesita edificaciones de ningún tipo, salvo que se quiera construir un pequeño almacén para guardar los aperos de limpieza así como los materiales e instrumentos necesarios para la toma de muestra y las

determinaciones en campo. En caso de realizar esta edificación se debe procurar que la construcción responda al tipo de edificaciones típicas de la zona, esto implica la utilización de materiales y métodos constructivos tradicionales para así conseguir una mejor integración en el entorno.

Sería también de gran utilidad, la realización de una estimación de las probabilidades de ocurrencia de desbordamientos de las balsas de almacén y decantación, para así prever en el diseño la presencia de aliviaderos o de alguna otra forma de desalajo adecuada para dichas balsas. Para realizar esta evaluación se debería tener en cuenta la capacidad de infiltración del lecho filtrante así como la posibilidad de avería de cualquiera de las balsas y el aporte de agua de escorrentía.

Respecto a los aliviaderos que deberían llevar estas balsas, tendrían que diseñarse con un sistema para evitar que los sólidos en suspensión que lleva el agua residual puedan llegar a las aguas continentales. Un sistema que puede ser útil sería reservar una superficie de tierra menor que la de las balsas de infiltración donde se pueda evacuar el contenido de las balsa de almacén y decantación en caso de desbordamiento o avería de alguna de ellas. En el caso práctico que se relatará en el capítulo siete, se ha construido un pequeño filtro verde en el que si se pretendiese verter el agua residual continuamente, debido a sus dimensiones, se colmataría rápidamente, pero que es muy adecuado para usarlo en determinadas ocasiones ante un desbordamiento o una avería funciona bien.



Foto 6.1 La construcción de un sistema alternativo, por ejemplo un filtro verde, capaz de admitir el agua residual en caso de emergencia o durante las labores de limpieza de las balsas de pretratamiento suponen un elemento de seguridad muy recomendable.

Ya en la elaboración del proyecto también se debe tener en cuenta cada cuanto tiempo se van a eliminar los lodos y qué destino tendrán. En este tipo de instalaciones se produce poca cantidad de lodos por lo que una limpieza semestral o incluso anual será suficiente y

en caso de que el agua residual no tenga componente industrial los lodos producidos se pueden usar para la agricultura o depositarlos en un vertedero controlado, en caso de que tengan componente industrial se deberá dar a éstos un tratamiento adecuado.

Desde el punto de vista de la afección a la vegetación, ésta no sufrirá un impacto significativo si la instalación se ubica sobre una finca agrícola.

6.4 EJECUCIÓN DE LAS OBRAS

Los impactos que se pueden producir durante esta fase, afectarán básicamente al suelo, a la vegetación y la fauna, al paisaje y a la atmósfera, por tanto hay que tomar una serie de medidas bien para evitarlos o bien para minimizarlos en cada caso.

Es recomendable el uso de maquinaria de dimensiones pequeñas para realizar los movimientos de tierra, ya que se podrá adaptar mejor a las irregularidades del terreno, de forma que se minimizarán las pérdidas de suelo por erosión y el impacto sobre la vegetación. También, al ser una maquinaria menos pesada se evitará la formación de rueros, que es otra forma de erosión del suelo.

Es también deseable el establecimiento de criterios ecológicos en el trazado de pistas de acceso y aportes de materiales ya que la construcción de las vías de acceso, la apertura de zanjas, la propia construcción de la instalación depuradora y el tránsito de la maquinaria pesada se traduce en la desaparición directa de la vegetación de las áreas afectadas por dichas acciones.

En el mantenimiento de la maquinaria se deben adoptar las precauciones necesarias para evitar cualquier forma de contaminación, tanto del suelo como del agua, evitando en especial los vertidos accidentales de grasas e hidrocarburos.

En el caso de que la producción de ruidos fuese motivo de molestia, ya sea para la población o para la fauna, se deberán tomar las medidas oportunas para minimizarlo. No obstante, hay que tener en cuenta que este es un impacto temporal que cesará al término de la obra y por tanto normalmente no suele representar un problema, además las instalaciones de depuración suelen estar lo suficientemente alejadas de los núcleos de población. No obstante es necesario evitar la producción de ruidos en épocas críticas (celo, cría de aves especialmente sensibles, etc.).

La pérdida de calidad del aire debido a la presencia de partículas en suspensión como consecuencia del viento y los movimientos de tierras se puede mitigar rociando con agua la superficie expuesta.

Los materiales de construcción y los residuos producidos deben durante esta fase ser colocados en lugares y forma que no produzcan ningún impacto, ya sea paisajístico, topográfico o de cualquier otro tipo.

Al finalizar las obras deben retirarse todos los residuos producidos y restaurarse las zonas usadas para acopio y depósito de materiales, así como las vías de acceso construidas de forma provisional para el tránsito de la maquinaria. Los residuos deben depositarse en un vertedero controlado.

Con objeto de evitar el impacto paisajístico y sobre la vegetación, es necesario conseguir que las instalaciones respeten la mayor parte del arbolado existente. Además, en las zonas afectadas por la colocación de las redes de saneamiento y vertido, antes de su construcción se puede reservar tierra vegetal para después proceder a su restauración, recuperando así la vegetación autóctona.

También es interesante dar un adecuado tratamiento paisajístico al proyecto mediante la colocación de pantallas vegetales y el ajardinamiento de la instalación. En este sentido se han de evitar los diseños urbanos ya que no favorecen la integración paisajística del sistema. Además en los casos en que sea necesario se pueden pintar las instalaciones para minimizar la discordancia cromática.

La construcción de una planta de este tipo también puede ocasionar otros efectos como los socio-económicos debido a los gastos de construcción, funcionamiento y mantenimiento; esto puede paliarse mediante la concesión de ayudas a la inversión, mantenimiento y formación del personal para el adecuado funcionamiento de la instalación, así como mediante la fijación de un coste anual equivalente por inversión, explotación y mantenimiento, asimilable por la comunidad. (Pizarro *et al*, 2000)

6.5 FUNCIONAMIENTO

No hay que olvidar que estamos infiltrando el agua residual directamente sobre el terreno, lo cual entraña una serie de riesgos si no se realiza un seguimiento exhaustivo del proceso y de la evolución tanto del suelo como del medio hídrico.

Los efectos sobre el suelo, el agua subterránea y superficial más importantes como consecuencia del funcionamiento de una instalación de estas características son:

- La colmatación del lecho de infiltración debido a la deposición de las partículas en suspensión del agua residual vertida.
- La presencia de sustancias bioacumulables tales como el B, Cu, Mo, F, Si, Cr, Mn, Fe, Zn, Ni, etc, en el agua residual puede limitar la idoneidad de ésta para el riego.
- El boro está presente en forma de ácido bórico sin disociar en el agua residual, al no tener carga eléctrica el boro atraviesa los suelos más rápidamente que otros microelementos con el agua de percolación. (Ansola, 2000)
- El aporte de nutrientes en forma de nitrógeno, fósforo y potasio mejora la aptitud agrícola del suelo sobre el que se vierte el agua residual. Pero, si bien tanto el fósforo como el potasio son elementos poco móviles y por tanto quedarán fácilmente retenido en los primeros estratos del suelo, el nitrógeno es el que puede ocasionar más problemas ya que es un elemento muy móvil que experimenta en el suelo tres transformaciones, la mineralización del nitrógeno orgánico a ion amonio, después la nitrificación en la que se forma nitrato y por último la desnitrificación en la que se produce la reducción del nitrato a N_2 , esta última sólo ocurre en condiciones limitantes de oxígeno y presencia de materia orgánica suficiente y por tanto gran

parte del nitrógeno escaparía a la atmósfera. En condiciones diferentes éste último paso no se daría o lo haría con menor intensidad, quedando el nitrógeno en forma de nitrato que suele ser arrastrado con el agua que se infiltra, pudiendo llegar al agua subterránea.

Frente a estos problemas la medida mas adecuada que deberían tomarse es la realización de análisis sobre el comportamiento del suelo, los vertidos y el agua subterránea, determinándose los niveles máximos de vertido, en función de la capacidad depurativa o de retención de la contaminación del suelo.

La vegetación sólo se verá afectada en caso de que la zona de infiltración se encuentre cultivada y por tanto el agua residual se use para el riego, en éste caso el agua residual urbana es bastante adecuada para el riego al tener gran riqueza en nutrientes fácilmente asimilables por las plantas. Además la aplicación del ARU sobre el suelo mejora la aptitud agrícola ya que lava las sales en exceso y aporta nutrientes.

También pueden darse efectos sobre la salud humana en algunos casos, sobre todo si no se controla adecuadamente la presencia de insectos que pueden proliferar si se acumula agua estancada en alguna de las fases del proceso, especialmente en las balsas de decantación, almacén o infiltración. La solución más sencilla a este problema sería eliminar las algas o usar insecticidas de modo local. Por otro lado, la presencia de patógenos se verá mermada pues las radiaciones del sol los eliminan. (Pizarro *et al*, 2000)

Otro impacto a corregir durante el funcionamiento de las instalaciones es la producción de olores. Los olores surgen fundamentalmente como consecuencia de la presencia de sulfuro de hidrógeno en el agua residual a su llegada a la planta, así como del estancamiento de la misma y de la arena sin lavar y de las grasas. Frente a esto se puede aplicar, aunque no es más que una medida temporal, un aerosol con aditivos químicos que enmascaren el olor, también favorece la eliminación de olores el que el agua residual llegue a la planta de depuración mediante canalizaciones lisas y abiertas, con buena pendiente para evitar estancamientos en las mismas.

Si se produce acumulo de lodos en las balsas almacén y decantación también se producen olores. Éstos deben ser retirados periódicamente (cada 6 o 12 meses, en función del volumen generado) y para evitar los olores, se pueden usar eras de secado con una localización y orientación adecuada para evitar molestias a la población y promover la formación de costras superficiales con paja, pero como en la mayoría de los casos, debido a las dimensiones de la instalación, la cantidad de fangos producidos será pequeña y se pueden entregar a un gestor autorizado de residuos para que los procese.

En general las medias a tomar para evitar impactos ambientales debido al funcionamiento de la planta son, además de las ya mencionadas, las siguientes:

Se han de garantizar las buenas condiciones de realización del proceso, así como el cuidado de las instalaciones y el buen manejo de las mismas, lo cual implica el proporcionar la formación adecuada al personal encargado del mantenimiento. Como consecuencia del buen manejo de la instalación se conseguirá una mayor eficacia del proceso así como un menor deterioro y por tanto una disminución de los problemas higiénico-sanitarios.

Respecto al pretratamiento, en función de la carga contaminante del agua que se pretenda depurar, bastará en muchos casos con un simple desbaste, desarenado y desengrasado, en cualquier caso, deberán retirarse diariamente los sólidos retenidos en las rejillas y tamices y trasladarlos al vertedero municipal, si no se posee un sitio en la planta para acumularlos junto con los lodos generados.

Por último, es necesario tomar medidas de seguridad en la instalación mediante el vallado, que no consistirá en un muro de obra sino en una valla metálica lo más mimética posible para evitar el impacto visual, de esta forma se evitarán riesgos para las personas, así como la entrada y posibles accidentes de animales.



Foto 6.2 El vallado de las instalaciones constituye una medida de seguridad imprescindible, tanto para el personal de mantenimiento como para personas ajenas a las mismas.

6.6 ABANDONO

Una vez finalizado el periodo de vida útil de la instalación, se deberá devolver el lugar, en la medida de lo posible, a su estado original. Esta restauración debe comenzar con el desmantelamiento de la instalación. Durante éste los residuos producidos deberán ser depositados en un vertedero controlado.

Respecto a la restauración de la zona ocupada por las balsas, lo ideal sería haber depositado el material extraído de ellas durante su construcción en una zona en la que después se pudiera recuperar para el relleno de las mismas, teniendo especial cuidado en situar el suelo vegetal en la zona adecuada.

Si el terreno va a ser utilizado como parcela agrícola será necesario hacer un exhaustivo análisis del suelo para ver en que condiciones se encuentra para ser utilizado como suelo

agrícola y, en caso de ser necesario, someterlo a las enmiendas oportunas. Si el suelo no se va a utilizar como agrícola se debería revegetar la zona con vegetación natural y en los casos en que sea necesario, colocar tierra vegetal del entorno para favorecer la colonización de especies vegetales autóctonas.

Como tras haber abandonado la actividad, en el suelo quedarán retenidos toda una serie de compuestos aportados por el agua residual urbana, éstos pueden movilizarse al dejar de verterse el agua y variar las condiciones físico-químicas del medio, así como pasar al agua subterránea. Ante esta posibilidad se hace necesario el realizar muestreos periódicos del agua subterránea en la dirección del flujo para llevar un control de su evolución. La duración de estos muestreos será diferente en cada caso porque dependerá del tipo de suelo y del comportamiento de los contaminantes en el mismo, así como de la profundidad a la que se encuentre el nivel piezométrico. Por tanto la frecuencia y la duración de los muestreos tendrán que determinarse a partir de los datos de evolución del suelo y las aguas subterráneas observados en cada caso.

7 EXPERIENCIA EN ESPAÑA Y OTROS PAISES

Se presenta en este capítulo, una visión general de los trabajos más relevantes, que sobre depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno, se han llevado a cabo a lo largo de los últimos treinta años en el mundo. Así mismo, aunque de forma mucho más detallada, en especial la experiencia que el IGME lleva a cabo en Dehesas de Guadix, se muestran los trabajos desarrollados en nuestro país.

7.1 EXPERIENCIA EN OTROS PAISES

La depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno, está bastante desarrollada en otros países, de hecho, algunas experiencias datan ya de la década de los años 1960. Los países en los que más ampliamente han experimentado con esta técnica han sido aquellos, que como Estados Unidos, no tienen problemas de espacio para la ubicación de grandes instalaciones de infiltración. Los estudios realizados, han demostrado la viabilidad de la IR como técnica de tratamiento de aguas residuales, empleándose tanto efluentes primarios como secundarios. Se destacan en este apartado algunas de las experiencias más relevantes realizadas fuera de nuestro país, presentadas a continuación por orden cronológico.

- *Bouwer et al. (1974a,b)*. Desarrollaron el conocido como « Flushing Meadows Project» en el que se investigaba el funcionamiento de una gran planta piloto de IR. Como resultado se obtuvo un agua depurada de alta calidad, prácticamente sin DBO_5 , sólidos en suspensión ni coliformes fecales así como una importante eliminación de fosfato y metales pesados, acompañada de la conversión de amonio a nitrato.
- *Rice (1974)*. Estudió el efecto de la colmatación sobre los valores de infiltración obtenidos usando efluentes secundarios, en ensayos de laboratorio en columnas de suelo. La colmatación física debida a la alta concentración de sólidos en suspensión y la biológica durante los largos periodos de inundación (cuando la concentración de sólidos en suspensión era baja) trajeron como consecuencia una reducción importante de los valores de infiltración.
- *Bouwer et al. (1980)*. Demostraron que al hacer pasar un efluente secundario a través de 3,3 m de zona no saturada se conseguían reducciones de COD y DBO_5 casi del 100%, de nitrógeno sobre el 30-65% y de fosfato sobre 40-80%. La eliminación de virus y coliformes fecales fue total. La carga hidráulica media del sistema fue de 121 m/año con periodos de inundación y desecado de 2 a 3 semanas y de 10 a 20 días respectivamente.
- *Lance et al. (1980)*. Realizaron un estudio comparativo sobre la renovación de efluentes primarios y secundarios, utilizando columnas rellenas de suelo para simular el tratamiento mediante IR. Se observó que los valores de infiltración para el efluente primario solo fueron algo más bajos, aproximadamente el 15%, respecto a los valores

de infiltración obtenidos para el efluente secundario. Esto implicaba que la concentración de sólidos en suspensión no afectaba a los valores de infiltración.

La eliminación del nitrógeno en el efluente primario fue más eficaz (45,6%) que en el efluente secundario (28,5%), esto fue atribuido al aumento de la desnitrificación debido a la alta concentración de materia orgánica presente en el efluente primario. El estudio puso de manifiesto que se podía conseguir una alta eliminación de nitrógeno del efluente primario con una alta relación C/N.

La eliminación de fosfato, por otro lado, fue casi la misma para los efluentes primario y secundario, la de coliformes fecales fue de 5 órdenes de magnitud y respecto a la de virus, no se produjo diferencia entre los efluentes primario y secundario.

- *McCarty et al. (1981)*. Mostraron que la volatilización, la sorción y las transformaciones químicas o biológicas son los procesos principales que afectan al movimiento y destino de los contaminantes en los sistemas de infiltración.
- *Carlson et al. (1982)*. Realizaron una evaluación comparativa de las eficacias relativas de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero usando efluentes primarios y secundarios y demostraron que se podían conseguir valores más altos de infiltración con efluentes primarios que con efluentes secundarios. Sin embargo. La carga hidráulica parecía ser más importante que la carga másica respecto a su influencia sobre la calidad del efluente.
- *Leach y Enfield (1983)*. Trataron de estudiar el efecto de los ciclo de humectación/desecado sobre la carga hidráulica y la eliminación de nitrógeno del agua residual urbana mediante IR. Utilizaron un efluente secundario y concluyeron que empleando ciclos cortos de humectación y bajas cargas hidráulicas, aumentaba la eliminación de nitrógeno, que se mantuvo en el efluente depurado bajo unos niveles aceptables.
- *Rice y Bouwer (1984)*. Llevaron a cabo un ensayo de laboratorio en columnas usando tanto efluentes primarios como secundarios y compararon la diferencia en la depuración de los distintos contaminantes. Se observó que la calidad del agua depurada en los dos casos fue similar, incluso a veces mejor en el caso del efluente primario. Obtuvieron una reducción significativa en nitrógeno, fósforo, bacterias y virus en el efluente depurado procedente del efluente primario y el agua depurada cumplía los estándares de calidad para su uso recreativo y para el riego sin restricciones.
- *Bouwer et al. (1984)*. Estudiaron la eficiencia de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero para la eliminación de contaminantes orgánicos potencialmente nocivos, presentes en concentraciones traza en el agua residual (compuestos volátiles de bajo peso molecular). La volatilización se mostró como un proceso importante en la eliminación de estos compuestos, alcanzándose reducciones de entre 30 y 70% de su concentración, entre el flujo de entrada a la balsa de infiltración y el de salida.
- *Reed et al. (1985)*. Hacen un análisis de los problemas que se han planteado a lo largo de una serie de proyectos realizados y que podrían haberse evitado mediante un planteamiento, diseño y construcción adecuados. A su vez dan una serie de consejos en base a su experiencia para el buen funcionamiento de los sistemas de IR.

- *White y Dornbush (1988)*. Utilizaron el agua residual procedente de una planta de tratamiento para realizar una experiencia de infiltración directa que duró 4 años y cuyo objeto fue la determinación de la efectividad en la eliminación de nitrógeno y fósforo de suelos pobremente drenados y los cambios producidos en dichos suelos que podrían limitar su eliminación. Los resultados obtenidos fueron que al secarse los suelos que formaban el lecho filtrante la mayoría del fosfato sorbido pasaba a fosfato cálcico aunque su concentración total continuaba siendo aproximadamente la misma. En el agua vertida se observó que el nitrógeno disminuía, probablemente debido a la volatilización, es por eso que en la parte más superficial del suelo se perdía nitrógeno en lugar de ganarse. El contenido en Ca, Mg y K en el suelo no experimentó un cambio significativo, aunque el Na sí aumentó ligeramente. Respecto a las características físicas del suelo, tan solo se detectaron pequeños cambios, por lo que su efecto sobre la longevidad del sistema en principio será poco importante.
- *Martel (1988)*. Propone una nueva forma de calcular el tamaño de las balsas de infiltración. Basándose en que la mayoría de los sistemas de IR funcionan como procesos discontinuos, concluye que el tamaño de la superficie de infiltración está especialmente influenciado por el tiempo de aplicación del agua residual y por tanto por los ciclos de humectación/secado.
- *Jenssen y Siegrist (1990)*. Propusieron una metodología para evaluar los valores de carga hidráulica basados en el tipo de suelo y la calidad del agua residual a verter. Concluyeron que en general existía la necesidad de optimizar tanto la implementación como el diseño del sistema para adaptarse mejor a los requerimientos locales. Entre otras observaciones apuntaron que los primeros fallos importantes que podrían originarse en el sistema podían proceder de una localización errónea del mismo. Otra observación planteada fue la necesidad de realizar test de infiltración a gran escala y estudios in situ en el caso de sistemas que ocupen grandes superficies. También detectaron que la carga hidráulica no es solo función de las propiedades del suelo sino también de la calidad del agua residual. Apuntan también la falta de criterios de selección de la geometría óptima de las balsas. Y por último indican que para el buen funcionamiento del sistema debe hacerse una estimación tanto de la profundidad del suelo, de los valores de carga hidráulica (en función de las características de suelo) y de la composición del agua residual a verter así como de los rendimientos esperables en la depuración.
- *Bouwer (1991)*. Estimó el coste de un sistema de tratamiento suelo-acuífero en menos del 40% del de un sistema convencional.
- *Kanarek et al. (1993)*. Presentan un proyecto realizado en la región de Dan (Israel) que consistió en un sistema de tratamiento suelo-acuífero para la depuración y posterior reutilización de agua residual depurada. El sistema de tratamiento consistió en controlar el paso del efluente a través de la zona no saturada y del acuífero. Los datos de funcionamiento del proyecto mostraron que tras el tratamiento suelo-acuífero se consiguió la completa eliminación de DBO_5 y SS, mientras que la reducción observada del fósforo y del nitrógeno fue del 50 y 99% respectivamente. El efluente depurado no contenía coliformes, bacterias, E-coli ni enterovirus y su calidad de reconocció como

apta para el riego sin restricciones, para usos industriales, así como para otras aplicaciones no urbanas.

- *Muszkai et al. (1993)*. Estudiaron el movimiento de los contaminantes orgánicos desde la superficie del terreno a través de la zona no saturada hasta el nivel freático de un efluente residual procedente del riego de un campo de cítricos. Este estudio enfatiza la necesidad de elegir cuidadosamente la composición del agua residual a tratar desde el punto de vista de que el agua depurada pueda usarse para riego y por tanto es necesario tener en cuenta los riesgos que pueden ir asociados a su uso.
- *Amy et al. (1993)*. Dirigió un estudio piloto a escala bajo condiciones de campo con el fin de evaluar el potencial del sistema de tratamiento suelo-acuífero para la renovación de efluentes secundarios con la finalidad de obtener una calidad del agua asimilable a la potable. Aunque el proceso se vio afectado por problemas operacionales, la calidad del efluente depurado mediante este sistema fue semejante, e incluso, en algunas ocasiones, mejor a la obtenida mediante tratamiento terciario convencional.
- *Guilloteau et al. (1993)*. Presentaron un caso de tratamiento de agua residual mediante balsas de infiltración en una planta de tratamiento en Saint Symphorien de Lay (Francia). El estudio dio como resultado la eliminación del 85% de los SS totales. Por el contrario, los porcentajes de eliminación de carbono orgánico disuelto y de fosfatos totales fueron más bajos de lo esperado.
- *Guessab et al. (1993)*. Estudiaron un proceso de tratamiento de aguas residuales en Marruecos en el que el agua era retenida en lagunas aeróbicas y después pasaban a través de una balsa de infiltración dentro de un dren colector. Como resultado del tratamiento se obtuvo la eliminación de un 99.93% de los coliformes fecales y de un 99.98% de estreptococos, así como la disminución de DQO y SS.
- *Foreman et al. (1993)*. Presentaron los resultados de un proyecto de experimentación de un año de duración en el que se comparó el tratamiento de aguas residuales mediante IR con la depuración terciaria convencional. El índice óptimo de infiltración y la relación húmedo/seco fue de 2,13 m/día y 1:1 respectivamente. El agua extraída estaba libre de virus. El nitrógeno inorgánico total contenido en el efluente secundario se redujo en un 30 a 35%, y el carbono orgánico total se redujo entre un 60-70%. La comparación entre los dos métodos mostró que la IR era más efectiva bajo las condiciones locales.
- *Powelson y Gerba (1994)*. Investigaron el fenómeno del transporte de virus a través de columnas de suelo utilizando efluentes secundarios. Sus conclusiones fueron: (1) el transporte de virus no se veía afectado por el tipo de efluente; (2) la eliminación de virus fue mayor en la zona no saturada que en la saturada y (3) el transporte real de virus constituyó tan solo una pequeña fracción de los valores esperados basados en estudios discontinuos.

La eliminación de enterovirus humanos de los efluentes secundario y terciario mediante sistemas de tratamiento suelo-acuífero también fueron expuestos por estos autores.

- *Wilson et al. (1995)*. Realizaron estudios de campo para estimar la efectividad del sistema de tratamiento suelo-acuífero en una superficie de 5,7 ha en Tucson (Arizona).

Los resultados obtenidos mostraron que carbono orgánico disuelto, TOX y N total se redujeron aproximadamente en 92%, 85% y 47% respectivamente. Los enterovirus fueron totalmente eliminados a través de 37m de espesor de zona no saturada.

- *Soliman et al. (1995)*. Desarrollaron un modelo tridimensional de elementos finitos para estudiar los efectos del uso de efluentes terciarios para la recuperación de un acuífero potable contaminado por agua residual procedente de un sistema de lagunaje.
- *Tanik y Comakoglu (1996)*. Estudiaron la eliminación de nitrógeno y fósforo en un canal horizontal de 25 m de longitud para simular el funcionamiento de un tratamiento de depuración mediante IR en regiones áridas y semiáridas con varios tipos de suelos, a través del tiempo, y de la distancia recorrida. La eficiencia obtenida en la eliminación de nitrógeno y fósforo varió entre 54-70% y 46-93% respectivamente. La eficiencia en la eliminación de ambos nutrientes se observó que se reducía a medida que aumentaba el tamaño de los poros del suelo.
- *Kopchynski et al. (1996)*. Investigaron a través de un ensayo en columnas de laboratorio los efectos del tipo de suelo y del pretratamiento recibido por las aguas residuales a infiltrar sobre el funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero. El objetivo de la investigación fue el evaluar la viabilidad del tratamiento suelo-acuífero para la recarga de agua reutilizable. Utilizaron muestras de suelos que cubrían un gran rango de características hidrológicas y fisicoquímicas procedentes del lugar propuesto para el estudio en Phoenix (Arizona). Los resultados obtenidos de los efluentes estudiados indicaron que el nivel de pretratamiento no influía en la eficiencia en la eliminación de carbono orgánico disuelto. Bajo las condiciones del ciclo óptimo de humectación/desecado, la DBO_5 se eliminó eficazmente, aunque el carbono orgánico residual persistió en concentraciones de 5-6 mg/l. El amonio fue nitrificado eficientemente bajo la mayoría de las condiciones impuestas para los ensayos, sin embargo, se observó que no se producía más desnitrificación al aplicar un efluente previamente desnitrificado. Del estudio se concluyó que tanto los ciclos de humectación/secado como el grado de pretratamiento de las aguas a depurar afectaban de forma importante al proceso de eliminación, especialmente, de nitrógeno y carbono orgánico.
- *Yamaguchi et al. (1996)*. Estudiaron los valores de nitrificación en ensayos de laboratorio en columnas de 50 cm de altura y 2cm de diámetro y material de porosidad media para simular las condiciones del tratamiento mediante infiltración rápida. Se inyectó a las columnas un flujo constante de agua residual sintética. Los resultados mostraron que la combinación de bajas temperaturas con alta carga en nitrógeno disminuye la nitrificación, por lo que esta combinación debe ser evitada durante el funcionamiento de un sistema de estas características. Por otra parte, no se observó que se produjeran efectos derivados de la composición del material de relleno de las columnas.

Los resultados de este estudio mostraron que la técnica de IR es ventajosa, en muchas ocasiones, respecto a los tratamientos convencionales.

Los datos contenidos en este estudio, junto con los de Yamaguchi et al. (1994) sugie-

ren que el sistema de IR con flujos descendentes (nitrificación) y ascendentes (desnitrificación) alternativamente puede conseguir la completa eliminación de nitrógeno del agua si funciona a una velocidad de flujo y carga de nitrógeno correctas, ya que no se producirían encharcamientos favoreciendo así la mejor transferencia de oxígeno.

- *Quanrud et al. (1996)*. Realizaron un ensayo de laboratorio en columnas en la Universidad de Arizona para determinar el efecto del tipo de suelo y de los valores de infiltración sobre la eliminación de los compuestos orgánicos del agua residual durante un tratamiento suelo-acuífero. Se trataba de determinar la viabilidad del agua obtenida para su reutilización como agua potable. Se utilizaron para la experiencia un amplio rango de tipos de suelo y se llegó a la conclusión de que no existía una correlación significativa entre los valores de infiltración y la eficacia en la eliminación de compuestos orgánicos entre los suelos estudiados. (arenosos a limo arenosos).
- *Tang et al. (1996)*. Desarrollaron una simulación matemática con el objeto de establecer una metodología para determinar el funcionamiento óptimo de un sistema de tratamiento suelo-acuífero. Esta metodología puede ayudar a la toma de decisiones sobre el diseño y funcionamiento de un sistema de tratamiento de estas características.
- *Kanarek y Michail (1996)*. Llevaron a cabo un proyecto de tratamiento suelo-acuífero en la región de Dan (Israel). Los resultados obtenidos fueron muy satisfactorios, tanto respecto a rendimiento en la depuración como económicamente. El agua depurada mediante este tipo de tratamiento cumplía los requisitos para uso agrícola y recreativo.
- *Arnold et al. (1996)*. Estudiaron el destino de los residuos orgánicos durante un tratamiento suelo-acuífero, incluyendo experimentos destinados a medir la eficiencia en la eliminación de los compuestos orgánicos en función del diseño y variables operacionales del sistema de tratamiento suelo-acuífero. También investigaron la reactividad con cloro libre de los compuestos orgánicos residuales tras la depuración mediante este sistema.
- *Chipello et al. (1996)*. Estudiaron la eliminación de nitrógeno y su transformación en los sistemas de tratamiento suelo-acuífero. La experiencia se vio afectada tanto por el tipo de suelo como por las características del efluente a depurar y el modo de operación.
- *Rav-Acha et al. (1996)*. Desarrollaron un modelo simple para predecir los factores de retención y los tiempos de penetración de varios microcontaminantes en el proceso de tratamiento suelo-acuífero. Como resultado se observó una alta correlación entre los valores previstos por el modelo y los resultados experimentales del laboratorio de isoterms de adsorción y las curvas de penetración.
- *Bouwer (1996)*. En este artículo presenta una recopilación de diversos trabajos asociados a la recarga artificial de acuíferos, tanto con agua residual como no residual, incluyendo métodos de tratamiento, desinfección y uso del agua recargada.
- *Sumner et al (1998)*. Llevaron a cabo un experimento para estudiar el transporte de nutrientes y su transformación bajo las balsas de infiltración usadas para verter el agua residual. El estudio tuvo lugar en el suroeste de Orange Country (Florida) y el

- agua usada en el sistema de IR procedía de un tratamiento secundario. En el tratamiento mediante IR, la eliminación de nitrógeno por desnitrificación en el agua infiltrada fue despreciable bajo las balsas, probablemente debido a la superficie de aireación como resultado del vertido intermitente de agua en las balsas. Se produjo una importante retención de N orgánico en los primeros 4,6 m de ZNS (el nivel piezométrico estaba a 11 m) durante el vertido en las balsas que, durante el periodo de secado, se mineralizó y nitrificó. Aproximadamente el 90% del fósforo presente en el agua residual tratada fue eliminado en los primeros 4,6 m, probablemente debido a reacciones de adsorción de abundantes oxihidróxidos de hierro y aluminio. El fósforo que alcanzó el nivel piezométrico era predominantemente orgánico y fue inmovilizado mediante reacciones de adsorción y precipitación durante el secado de la balsa.
- *Viswanathan et al. (1999)*. Realizaron un estudio para mejorar la calidad del agua residual procedente de un tratamiento terciario mediante un tratamiento suelo-acuífero, en la región de Sulaibiyah (Kuwait) demostrando la viabilidad de este sistema, dadas las condiciones de esta región. Obtuvieron reducciones de DQO del 70%, de DBO₅ del 81%, de fosfatos del 80%, de amonio del 100%, de nitratos del 21%, de coliformes totales del 99% y fecales del 100%. Además de demostrar su viabilidad técnica demostraron su viabilidad económica, al llegar a la conclusión de que el coste del tratamiento suelo-acuífero es considerablemente menor que el de los métodos convencionales.
 - *Houston et al. (1999)*. Estudiaron los aspectos hidráulicos del sistema de infiltración por medio de balsas de recarga, mediante la combinación de investigaciones de campo y laboratorio. Los estudios indicaron, que tanto los valores de infiltración, como el propio tratamiento suelo-acuífero del agua residual, estaban influenciados por el tipo de suelo (que es el encargado de retener los contaminantes del agua a lo largo del perfil), las características del perfil para absorber una carga hidráulica razonable, la presencia de estratos superficiales sensibles a la colmatación, la profundidad de la balsa y la duración de los ciclos de humectación y secado. Debido a que la presencia de un estrato colmatado está asociado a la reducción de la conductividad hidráulica, en este trabajo también se dan una serie de actuaciones a llevar a cabo para evitar que esto ocurra, como, por ejemplo limitar la profundidad del agua en las balsas o acortar los periodos de humectación para evitar la colmatación por crecimiento de algas. Los resultados de esta investigación indican que los suelos con textura fina, tienen ventajas e inconvenientes de igual modo que los de texturas más gruesas para el empleo de esta técnica y que por tanto, en principio existe un rango muy amplio de texturas que pueden usarse con éxito para el tratamiento suelo-acuífero. Los autores apuntan que el factor crítico en este sentido es la disponibilidad de perfiles que transmitan el agua eficientemente hasta al zona saturada.
 - *Drewes y Fox (1999)*. El objeto de su estudio fue comparar el comportamiento y características del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero en distintas zonas de estudio de Arizona y California. Para determinar el carbono orgánico biodegradable y residual se llevaron a cabo estudios de biodegradabilidad y se realizaron ensayos en columnas en el laboratorio, combinados con análisis de ultrafiltración y adsorción. En base a esta comparación las series de columnas de suelo

parecían ser más apropiadas para simular el tratamiento suelo-acuífero. Se realizaron también ensayos en campo y la conclusión de los estudios fue que la biodegradación era el proceso dominante en la eliminación del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero.

El nivel de carbono orgánico disuelto después del tratamiento en los lugares estudiados fue similar, sin embargo los procesos ocurridos durante el tratamiento del agua residual fueron diferentes de una zona a otra. En general llegaron a la conclusión de que el aumento del carbono orgánico total en el agua originaria conlleva un aumento del mismo en el agua residual, por tanto, la calidad del agua originaria, de la potable y de la procedente del tratamiento suelo-acuífero, en un proyecto de reutilización, deben entenderse como un único sistema.

- *Drewes y Fox (2000)*. Centrarón su estudio en investigar, como la materia orgánica natural procedente del agua potable y los productos microbianos solubles generados en el proceso de tratamiento suelo-acuífero, influían sobre las características del carbono orgánico disuelto del agua depurada, usada para usos potables indirectos. Los resultados indicaron que las propiedades de calidad del agua original juegan un papel clave en las propiedades y viabilidad del agua residual y por ende, en el impacto del sistema de tratamiento suelo-acuífero.
- *Drewes y Fox (2001)*. Desarrollaron un modelo para evaluar el impacto sobre la calidad del agua originaria, de la que provenía el agua residual depurada usada para usos potables indirectos. El modelo de impacto sobre el agua originaria (SWIM) considera la calidad del agua original, los datos de distribución del abastecimiento de agua, el uso del agua y el impacto del tratamiento del agua residual para calcular la calidad del agua depurada. Fue aplicada para sulfato, cloro y carbono orgánico disuelto en cuatro lugares de reutilización del agua en Arizona y California. SWIM fue capaz de diferenciar entre la cantidad de sales derivadas del agua potable original y la cantidad añadida por los consumidores. En otros lugares, la magnitud de residuos orgánicos en el agua depurada estuvo fuertemente afectada por la concentración de orgánicos correspondiente al agua originaria. Bajo estos precedentes SWIM se describe como una herramienta de gran utilidad para predecir la calidad del agua depurada en los sistemas de reutilización.
- *Nema et al. (2001)*. Realizaron un estudio piloto en Ahmedabad, (India) para la depuración de efluentes primarios de agua residual urbana a través de un sistema de tratamiento suelo-acuífero. Los datos de funcionamiento indicaron que este sistema tenía un buen potencial para la eliminación de contaminantes orgánicos, nutrientes, así como bacterias y virus.

El sistema suelo-acuífero resultó ser más eficiente y económico que los sistemas de tratamiento convencionales.

El efluente obtenido era apto para el riego sin restricciones. Pero también se observó que la calidad del efluente se deterioraba con el aumento de la carga acumulativa en la mayoría de los parámetros de calidad. La relación observada entre la calidad del efluente y la carga orgánica, así como entre la calidad del efluente y la carga hidráulica resultaron

ser de semejante naturaleza y en base a esas tendencias se contradice lo expuesto en la bibliografía acerca de que la carga hidráulica es un indicador más importante de la eficacia del funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero en comparación con la carga orgánica.

Respecto a los rendimientos en la depuración, se observó una reducción en los contaminantes orgánicos (DBO_5 , DQO y SS) de aproximadamente el 90%, respecto a la eliminación de nutrientes se obtuvo un porcentaje de eliminación de nitratos del 50% y de fosfatos del 90% y la eliminación de bacterias fue de entre 4-5 órdenes de magnitud. También se observó que la penetración de los contaminantes se redujo sólo al nivel superficial del suelo, entre los 5 y los 10 cm de profundidad debido a la enorme actividad de los microorganismos del suelo que producían una rápida degradación de la materia orgánica.

- *Fox et al. (2001)*. Evaluaron las transformaciones de la calidad del agua durante el tratamiento suelo-acuífero llevado a cabo en la planta de depuración de agua residual del noroeste de Mesa (Arizona) (Mesa Northwest water reclamation plant). Se utilizó sulfato como trazador para estimar los tiempos de tránsito del penacho de agua depurada y definir su movimiento. La concentración de COD en el agua vertida era de 5-7 mg/l y se redujo aproximadamente a 1 mg/l tras 12 a 24 meses de tratamiento suelo-acuífero. La absorbancia ultravioleta específica aumentó durante el tratamiento en una escala de tiempo de días y después disminuyó a medida que el tratamiento suelo-acuífero iba eliminando los compuestos absorbentes de ultravioleta. Los análisis de los orgánicos traza revelaron que la mayoría de los compuestos orgánicos fueron eliminados al eliminar el COD a excepción del iodo orgánico. La mayoría de nitrógeno fue encontrado como nitrato en el agua depurada y se mostró en concentraciones más bajas que en el agua subterránea original. La concentración media de COD en el agua depurada fue menor del 50% de la concentración de éste en el agua potable de la que procedía originalmente el agua residual a depurar.
- *Castillo et al. (2001)*. Pretendieron evaluar la infiltración intermitente en el suelo para la reutilización del agua depurada en el norte de Chile. Se utilizó un efluente procedente de una laguna aerobia para realizar un ensayo de infiltración en columnas, usando como material de relleno de las mismas suelos de la zona donde se pretendía realizar la instalación. Las columnas estuvieron funcionando durante más de un año bajo diferentes ciclos de humectación/secado, diferente altura de columna y presión de carga en función de las características del suelo en cuestión. La eficiencia del sistema se determinó a través del nivel de indicadores microbiológicos y la caracterización físico-química entre influente y efluente, así como medidas de flujo hidráulico. Los resultados mostraron: (a) una eficiente reducción en el contenido microbiológico, (b) eliminación estable de materia orgánica (80-90% del COT, DQO y DBO_5), (c) reducción parcial de amonio a través de adsorción y nitrificación con desnitrificación especialmente en suelos arenosos.

Los datos preliminares obtenidos de la planta piloto en campo muestran mejores resultados que los obtenidos en el laboratorio, especialmente en la eliminación de microorganismos ya que los indicadores microbiológicos hacen al efluente depurado apto para su uso agrícola.

- *Van Cuyk et al. (2001)*. Realizaron un ensayo con lisímetros para estudiar el comportamiento hidráulico y depurativo, así como la interacción de ambos, en un sistema de depuración de agua residual mediante infiltración a través del suelo. Las observaciones realizadas durante el estudio revelaron que en los cuatro lisímetros usados se observaba una dinámica y un comportamiento similar para la hidráulica y el proceso de depuración. El proceso de depuración tubo un periodo de adaptación de cuatro meses, después de los cuales se experimentó una alta eficiencia en la eliminación (>90%) para los constituyentes orgánicos, microorganismos y virus, pero sólo limitada en la eliminación de nutrientes. En este estudio el comportamiento observado en los cuatro lisímetros fue comparable, sugiriendo que bajo las condiciones estudiadas, las características de la superficie de infiltración y la profundidad de suelo no producen un efecto medible sobre la hidráulica o el funcionamiento en la depuración.

7.2 EXPERIENCIA EN ESPAÑA

A pesar de que, como se ha mostrado en los capítulos precedentes, la infiltración rápida podría ser una sistema adecuado para la eliminación de las aguas residuales urbanas de muchas poblaciones, en España no existe aún ningún sistema operativo exceptuando los dos modelos experimentales que el IGME ha diseñado y desarrollado con el fin de investigar la capacidad de esta técnica en diversos tipos de materiales, de permeabilidad reducida en el caso de Dehesas de Guadix y de elevada permeabilidad en el caso de Mazagón.

7.2.1 EL MODELO EXPERIMENTAL DE DEHESAS DE GUADIX

Una limitación básica de los sistemas de infiltración rápida, es la necesidad de que el material que constituye el lecho filtrante sea capaz de absorber toda la carga hidráulica que se vierte en él. Esto condiciona la extensión de las balsas de infiltración, pues lógicamente, cuanto menos permeable es el material del lecho, mayor ha de ser la extensión de las balsas.

Cuando existe suficiente terreno disponible para construir balsas relativamente grandes, respecto a la población que genera el agua residual, cabe plantearse la viabilidad de un sistema de infiltración rápida (*sensu lato*) en medios cuya capacidad de infiltración se encuentre por debajo de las recomendaciones (10 a 60 cm/día), normalmente recogidas en la bibliografía (EPA, 1984) y si sería la colmatación, o quizá otro factor, el limitante de la capacidad de infiltración, del coste de mantenimiento o de la vida de las balsas.

Si se demuestra la posibilidad de emplear la infiltración directa sobre el terreno, en formaciones de permeabilidad reducida, podría aumentar sensiblemente el número de poblaciones, sobre todo pequeñas, en las que la aplicación de esta técnica sería la solución a los problemas de eliminación de ARU

Es en el marco de estas disquisiciones y de la experiencia previa del IGME (Moreno Merino *et al*, 2000; 2001; 2002), (Murillo *et al*, 2001), (Fernández *et al*, 2001), donde surge un proyecto de investigación titulado: "Investigación del impacto sobre el medio ambiente de la técnica de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa

sobre el terreno. Empleo de un modelo experimental a escala real y simulación matemática" financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT, proyecto REM 20001039 HID) que aunque dirigido por investigadores del Instituto Geológico y Minero de España y de la Universidad de Almería cuenta con la participación de técnicos de la Diputación de Granada y del Ayuntamiento de Dehesas de Guadix.

El modelo de Dehesas, operativo desde hace ya más de tres años, se ha diseñado con el fin de investigar la viabilidad del sistema y su impacto ambiental, por lo que tanto el dimensionamiento de las instalaciones de infiltración, como el pretratamiento que se da al agua residual, pero sobre todo las características del sistema de vigilancia y control de la evolución del lecho filtrante y de las aguas subterráneas, no corresponden a lo que sería un diseño estándar de una unidad de infiltración de ARU.

Selección de la ubicación del sistema experimental de balsas de infiltración

La selección del emplazamiento de las instalaciones experimentales es una fase crítica del proyecto pues se han de tener en cuenta tanto consideraciones de carácter técnico y científico, como sociales y económicas, en ocasiones incompatibles entre sí, siendo necesario llegar a soluciones de compromiso. Los criterios básicos que han sido tenidos en consideración han sido los siguientes:



Foto 7.1 La población de Dehesas de Guadix, con un censo de 700 habitantes y sin componente industrial en sus vertidos de ARU es un candidato idóneo al empleo de la infiltración directa sobre el terreno como sistema de depuración de sus aguas residuales.

- a) Referente a la población:** se impone como criterio único el que la población debe contar con un máximo de 2000 habitantes equivalentes, esto permite un diseño del sistema de infiltración de tamaño fácilmente manejable, un coste de realización razonable y además, los requerimientos mínimos de depuración, nivel 1, exigidos en el PDDAR (Plan de depuración de aguas residuales de la provincia de Granada) (ITGE, 1993), están en principio, garantizados.
- b) Referente al material sobre el que se va a infiltrar el agua:** Se han buscado materiales en el límite inferior de los considerados como aceptables, de permeabilidad media-baja (por debajo de 25 mm/h) esto implica la posibilidad de emplear terrenos de texturas limosas e incluso ligeramente arcillosas que facilitarán los procesos de depuración de las aguas residuales.
- c) Referente a la naturaleza de los vertidos:** Es condición necesaria que los vertidos de la población carezcan de componente industrial, o que si esta existe su naturaleza físico-química sea asimilable a un vertido típico urbano (ausencia de metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos, y en general de cualquier sustancia no biodegradable o que por sus especiales características, a las concentraciones de vertido, sean tóxicas impidiendo el normal desarrollo de la población microbiana responsable de los procesos de depuración).
- d) Condiciones sociales y económicas:** Es necesario que las instalaciones no afecten al uso tradicional del suelo o del agua ni supongan un impacto visual importante, además es conveniente concienciar a la población de su utilidad, importancia económica y medioambiental, y, si es posible, que las personas encargadas del mantenimiento de las instalaciones pertenezcan a la misma población.

El emplazamiento seleccionado, Dehesas de Guadix, cumple con todos los requisitos impuestos por lo que puede ser considerado como un modelo ideal para el desarrollo de la experiencia. La población se sitúa en la provincia de Granada, sobre la unidad hidrogeológica nº 13 entre las localidades de Pedro Martínez y Alicum de Ortega. Ocupa una superficie de 63,9 km², de los que 42,5 km² son permeables. La red hidrográfica está representada por los ríos Fades, Gor y Guadahortuna que es el que pasa próximo a la población de Dehesas.

Los materiales acuíferos corresponden a calizas y dolomías del Lías del Subbético Medio, que son los que dan lugar a las elevaciones montañosas de la zona (El Mercal, La Secreta y Alicum de Ortega). Los conglomerados y arenas del Mioceno y Plio-Cuaternario conforman una zona de descarga al sur y este, mientras que en el límite septentrional, las margocalizas del Paleógeno actúan como límite impermeable. Constituye un acuífero compuesto por una serie de pequeños afloramientos carbonatados dispersos a los que se suman los depósitos aluviales ligados a los cauces de los ríos, de los cuales el de mayor importancia es el del río Alicúm. Es en el aluvial del río Guadahortuna en el que se han construido las instalaciones de depuración. La recarga de los acuíferos procede fundamentalmente de la infiltración del agua de lluvia y del retorno de riegos.

La población del municipio de Dehesas de Guadix es de 699 habitantes según datos del INE (Instituto Nacional de Estadística) de 1995, dispone de una red de saneamiento unita-

rio de reciente construcción, toda ella de PVC, por lo que se consideran despreciables las pérdidas. Las aguas residuales generadas, aproximadamente 80 m^3 día, se conducen a una planta de tratamiento situada a unos 2 km de la población donde se procede a la eliminación de gruesos, desarenado y desengrasado y de ahí se vertía en un minúsculo filtro verde claramente insuficiente para una población de casi 700 habitantes.

Las instalaciones de infiltración directa se han construido junto a las de tratamiento de las aguas residuales en una finca cedida por el IARA, conocida como "Chozones", de unos 2500 m^2 de superficie, que linda con el río Guadahortuna.

Estudios previos

Antes de proceder a la construcción definitiva del sistema de depuración, es preciso realizar una serie de estudios previos (Moreno Merino *et al*; 2000, 2001), que permitan determinar la permeabilidad y distribución granu-lométrica del lecho filtrante, el tipo de arcillas predominantes y la presencia de niveles impermeables cercanos a su superficie, que pudieran distorsionar el flujo del agua. Hay que tener en cuenta que en general, a mayor cantidad de arcillas, sobre todo de elevada capacidad de cambio, mayor depuración pero también menor permeabilidad.

Ensayos de infiltrometría

En la foto 7.2 se muestra el desarrollo de una de las medidas de permeabilidad del lecho mediante la técnica del infiltrometro de doble anillo esto tambien se hizo en catas de $1 \times 1 \text{ m}$ directamente excavadas en el fondo de las balsas.

Se han realizado un total de 23 ensayos a diversas profundidades desde los 90 cm a 360 cm. Las curvas de infiltración presentan tiempos de estabilización muy cortos, menos de 60 minutos. Las medidas realizadas sobre hoyos excavados no han proporcionado datos útiles al producirse una intensa absorción de agua por las paredes, que dan lugar a unas velocidades de infiltración anormalmente altas. La tasa media infiltración es de $0,0466 \text{ cm/min}$ (oscilando entre un máximo de 0,09 y un mínimo de $0,02 \text{ cm/min}$), justo en el límite de lo recomendado.



Foto 7.2 Medida de la capacidad de infiltración mediante la técnica de infiltrometro de doble anillo. Esta técnica presenta entre otras ventajas la posibilidad de situar el infiltrometro directamente sobre el estrato que va a servir de lecho de la balsa de infiltración.

Caracterización textural de la matriz sólida

El análisis de la textura de los materiales es necesaria, pues aporta información acerca de los factores principales que condicionan el comportamiento del suelo y zona no saturada como transmisor del fluido y depurador. Las fracciones granulométricas finas, especialmente dentro del rango de los limos finos y las arcillas, son las responsables de gran parte de los procesos de depuración y de retención de los sedimentos orgánicos que luego serán descompuestos por la actividad microbiológica, por ello, cuando además de la recarga del acuífero se busca una depuración rápida y efectiva del agua, la situación ideal es aquella en la que se consigue el mayor porcentaje posible de arcillas de gran capacidad de cambio catiónico compatible con la permeabilidad necesaria para que infiltre toda la carga hidráulica disponible.

En todas las muestras domina la textura franco-limosa, salvo en una de ellas, muy arenosa y que corresponde a algunas de las pasadas de materiales más gruesos observadas en las catas abiertas. No existe una clara relación entre la profundidad de muestreo y la clase textural o el porcentaje de las diferentes fracciones granulométricas, excepto en el caso de la arcilla para la que se observa una ligera correlación negativa frente a la profundidad ($r = -0,363$)



Foto 7.3 Toma de muestras inalteradas para la determinación de las características físicas del suelo.

Desde el punto de vista de la infiltración rápida, se trata en todos los casos de un terreno poco favorable (se recomiendan suelos con textura franco arenosa, arenoso-franca o arenosa con un porcentaje de arcilla inferior al 10% lo cual solo se produce en 5 de las 21 muestras analizadas) aunque debido al escaso caudal de agua a infiltrar la superficie de balsa necesaria se mantiene dentro de unos límites aceptables.

Caracterización de la fracción arcilla

Casi la mitad de la fracción fina está compuesta por carbonato cálcico, alrededor del 5% es dolomita, sobre el 13% cuarzo y el resto filosilicatos. Entre los filosilicatos dominan las micas que se presentan en proporciones cercanas al 25% del total de fracción fina, las esmectitas suponen alrededor del 14% y las caolinitas el 5%.

Desde el punto de vista del funcionamiento de las balsas de infiltración, resulta de especial relevancia la capacidad de intercambio catiónico y la capacidad de hinchamiento de las arcillas. Las arcillas micáceas, que son el tipo más abundante en las muestras estudiadas, son además muy frecuentes en suelos del área mediterránea, tienen una capacidad de intercambio catiónico (CIC) menor a la que sería de esperar atendiendo a las sustituciones isomorfas (de 10 a 40 cmol (+) kg⁻¹).

La presencia de esmectitas es considerable, su propiedad más destacable es la capacidad de expansión-retracción interlamina por el humedecimiento y secado y la elevada CIC (de 80 a 150 cmol (+) kg⁻¹), su superficie específica también es elevada (600-800 m² g⁻¹), además son arcillas con una actividad coloidal, plasticidad y cohesión elevadas, se trata pues de un material no deseable desde el punto de vista de las propiedades físicas, pero favorable por su elevada actividad ante los agentes potencialmente contaminantes. Las caolinitas por su parte presentan una CIC muy reducida (de 1 a 10 cmol (+) kg⁻¹), se trata seguramente de un material heredado.

En resumen, los estudios preliminares demuestran que los materiales elegidos se encuentran en el límite de permeabilidad aceptable para permitir la infiltración de aguas residuales, sin dar lugar en poco tiempo a graves problemas de colmatación, pero por otra parte, el mayor tiempo de residencia del agua en el suelo, la presencia de una elevada capacidad de cambio catiónico y la distancia considerable hasta el nivel freático (entre 11 y 14 metros), facilitará los procesos de depuración que es lo que se está buscando.

Características básicas de diseño del dispositivo de infiltración.

Los parámetros básicos empleados para el diseño han sido: la tasa de infiltración (K), y la carga hidráulica de agua residual CHAR. En la figura 7.1 se muestra un esquema general del diseño de las instalaciones de depuración. Este diseño se ha realizado teniendo en cuenta que las instalaciones:

- a) Han de ser capaces de aceptar todo el agua generada por la población, teniendo en consideración la posible existencia de puntas estacionales y diarias (la población genera 80-85 m³/día de agua residual en verano, aproximadamente un 20% menos en invierno).
- b) El transporte de agua desde el sistema colector a las balsas debe tener un coste mínimo, en la medida de lo posible será por gravedad.
- c) El diseño no debe impedir o dificultar el acceso del personal de mantenimiento.
- d) El impacto visual será el menor posible.
- e) Debe contar con las medidas necesarias de vallado y señalización que impidan cualquier accidente de personas o animales.
- f) Se debe prever la acción de vándalos y desaprensivos por lo que conviene proteger suficientemente las instalaciones (vallado, candados de acceso, etc.).

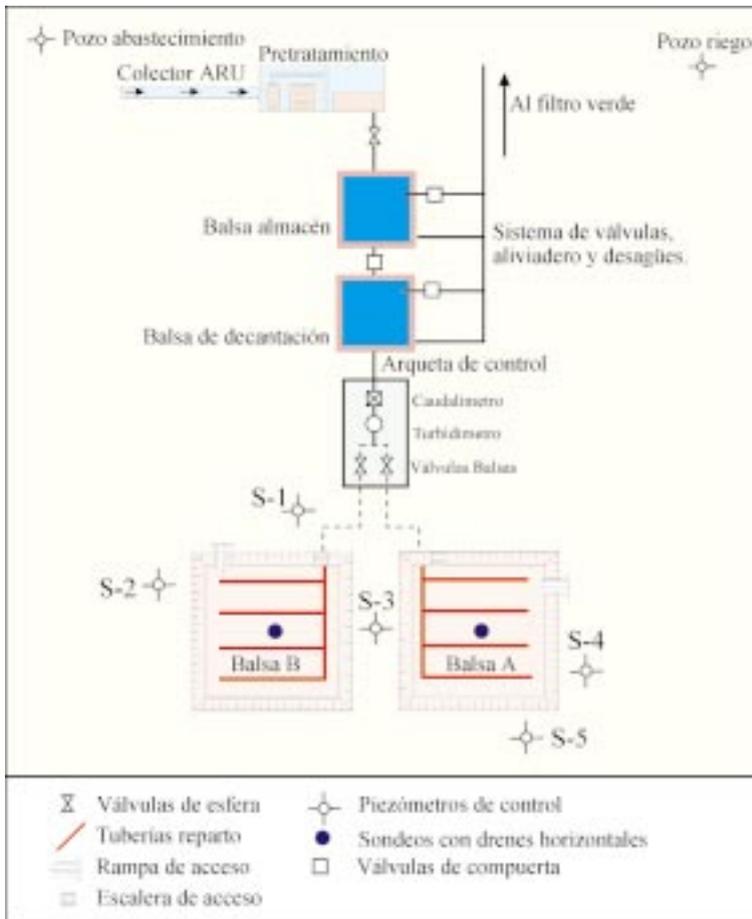


Figura 7.1 Esquema de disposición del sistema de infiltración, de elementos accesorios y del sistema de control de la evolución de la calidad del agua subterránea y del suelo.

A la tasa de infiltración se le aplica un coeficiente de corrección que oscila entre el 2% y el 4% para el cálculo de la carga hidráulica de agua residual aplicable. Los ensayos previos de infiltrometría (ITGE, 1999) han dado como resultado una permeabilidad superficial media de 0,046 cm/min con un rango de oscilación entre 0,02 y 0,09 cm/min.

Los datos empleados para el cálculo del tamaño de las balsas han sido:

Tasa de infiltración:	$K = 0,152 \text{ cm/min} = 820 \text{ m/año.}$
Caudal de agua residual disponible considerando el 100% de consumo:	$QAR = 30248,6 \text{ m}^3/\text{año.}$
Carga hidráulica aplicable:	$CHAR \times 2\% = 16,4 \text{ m/año}$
Caudal medio diario:	$QARm = QAR/365 = 82,87 \text{ m}^3/\text{día}$
Superficie necesaria:	$S_{NECESARIA} = QAR/CHAR = 1844,43 \text{ m}^2$

El número de ciclos de humectación / secado y su periodicidad se ha calculado considerando que el sistema funciona a flujo continuo y teniendo en cuenta que el agua residual ha sido sometida a un pretratamiento con decantación de los sólidos en suspensión .



Foto 7.4 Vista general de una de las balsas de infiltración.

La carga hidráulica de agua residual a aplicar en cada ciclo (CH_{ciclo}) se obtiene de repartir la carga hidráulica anual entre el número de ciclos anuales. La superficie final necesaria será la mayor de la calculada para los períodos de verano e invierno, según la siguiente fórmula:

$$S = (QAR_m \times N \text{ días / ciclo}) / CH_{\text{CICLO}}$$

Esta superficie se distribuye en un número de balsas para cada ciclo de carga considerado.

A la superficie del sistema calculada debe añadirse la necesaria para construir la instalación del pretratamiento que estará compuesta de desbaste, desarenado y desengrasado además de una balsa almacén y una balsa de decantación. La superficie adicional supone aproximadamente 400 m². Se han calculado 17 variantes de diseño sobre la base de las consideraciones teóricas anteriormente propuestas habiéndose elegido finalmente una superficie total de 2.450 m² repartidos en dos balsas gemelas de 1.225 m² (divididas a su vez en dos semibalsas).

Los ciclos de humectación / secado, dada la baja tasa de vertido que se espera tener son de 7/21 días. El tiempo de residencia en las balsas de decantación y almacén es de 18/24 horas en cada una de ellas.

El dispositivo de infiltración consta, de forma resumida, de los siguientes elementos:



Foto 7.5 En primer plano la balsa de decantación, en segundo plano la balsa almacén.

- a) **Toma de agua.** El ARU procedente de la planta de pretratamiento llega a una arqueta de hormigón armado que forma parte de la estación de pretratamiento, donde se ha construido una acometida para la toma de agua. La acometida se ha realizado mediante la perforación del muro de hormigón armado y la colocación de una brida estanca roscada de 50 mm de diámetro. La brida se conecta a una tubería de polietileno de baja densidad de 50 mm de diámetro mediante racores de bronce rosca-polietileno. En la tubería de polietileno se ha insertado una válvula de esfera de latón, cuya misión es el corte y regulación del caudal de entrada a la balsa almacén.
- b) **Balsa almacén.** Esta balsa se ha construido mediante excavación en el terreno por medio de una pala-retro. Tiene unas dimensiones de 11 m de largo por 11 m de ancho, una profundidad de 1,2 m, con un talud 1:1 de inclinación, y una capacidad efectiva de 80.000 litros. En el fondo de la balsa se ha construido un desagüe con válvula de compuerta de fundición, y un rebosadero que desemboca en el filtro verde, a 50 m de las instalaciones de pretratamiento. Las paredes y el fondo de la balsa se han impermeabilizado mediante láminas de PVC maleable, para evitar filtraciones.
- c) **Balsa decantadora.** Está construida de la misma forma que la balsa almacén, con unas dimensiones de 12 m de ancho por 12 m de largo, una profundidad de 2 m, con un talud de 1:2 para evitar derrumbamientos, su capacidad efectiva, es, al igual que la balsa almacén, de 80.000 litros. De igual manera se ha instalado un desagüe con una válvula de compuerta de fundición y un rebosadero a 2 m de distancia, estos conectan con las conducciones de desagüe y aliviadero de la balsa almacén.

- d) Arqueta de control y vaciado de balsa decantadora.** En ella se ubican las válvulas de esfera de 90 mm de diámetro que envían el ARU procedente de la balsa de decantación, a las balsas de infiltración. El volumen de ARU descargada se controla mediante un caudalímetro de paletas de 100 mm, pudiendo hacerse además medidas de turbidez en continuo mediante un Water Logger series 200. La arqueta tiene unas dimensiones de 1,5 m x 1,5 m x 2 m de profundidad. Las paredes están entibadas con ladrillo hueco, el techo se ha construido mediante dos vigas de hormigón y bovedillas. El acceso al interior de la arqueta se realiza por medio de una escalera y una compuerta de chapa de 3 mm de espesor y 0,5 m de ancho por 0,5 m de largo.
- e) Balsas de infiltración.** Las balsas de infiltración se han construido mediante excavación en el terreno. Esta construcción es atípica pues normalmente se vierte directamente sobre el suelo, pero con el fin de ganar cota y evitar la necesidad de emplear bombas para la impulsión del agua residual, ha sido necesario la excavación. Las balsas son iguales, tienen unas dimensiones de 40 m por 40 m en la parte superior y 35 m por 35 m en la base, con una inclinación del 66 % en las paredes, y una profundidad de 2,5 m. Mediante triangulaciones, se procedió a la nivelación del fondo de cada una de las balsas, para posteriormente distribuir de forma ramificada aproximadamente 160 m de tubería de PVC ranurada de 90 mm de diámetro, por la cual se vierte el ARU a infiltrar. Las balsas están divididas a su vez en dos semibalsas.

Funcionamiento del sistema

El ARU se conduce por medio de un colector a la estación de tratamiento primario, donde se somete a un desbaste, desarenado y desengrasado. De esta estación se hace llegar a una balsa almacén en la que permanece 18 horas, de esta se hace pasar a la balsa de decantación, y tras 18 horas de reposo se vierte directamente en la balsa de infiltración. El tiempo de vaciado de la balsa es de unas 3 horas. Se vierten aproximadamente 80 m³ por descarga.

El mantenimiento de las instalaciones consiste en la retirada periódica del material sedimentado en las balsas de decantación, aproximadamente cada tres meses, además es necesario evitar el crecimiento de vegetación en las balsas de infiltración por lo que en los periodos de desecación se procede a eliminar las plántulas que van creciendo. Una vez al año se debe limpiar con agua a presión el sistema de conducciones y válvulas.

Diseño del dispositivo de vigilancia y control

Para el control del impacto del sistema de depuración sobre el sistema suelo-agua se han diferenciado tres subsistemas cuyo muestreo y control presentan características muy diferentes: el lecho filtrante, el agua subterránea y la solución del suelo.

- a) Agua subterránea.** El seguimiento de las aguas subterráneas se ha realizado a través cinco sondeos piezométricos, y dos pozos de gran diámetro situados en el aluvial del río Guadahortuna que se emplean, uno para el abastecimiento a la población de

Dehesas y el otro para riego. La perforación de los sondeos piezométricos se han realizado a circulación directa con obtención de testigo continuo hasta un nivel de gravas cuyo tamaño hace imposible la recuperación, momento en el que se ha sustituido la herramienta de corte, corona de vidia, por un tricono de cuatro pulgadas y media con circulación directa de polímeros para evitar derrumbamientos y colapsos. La perforación se ha detenido al alcanzar el impermeable de base, tras lo cual se ha procedido a la limpieza del sondeo con agua clara. Las profundidades de perforación oscilan entre 52 y 55 metros. Los sondeos están entubados en PVC de 90 mm de diámetro ranurado a partir de los 10 metros de profundidad. Se han cementado los 10 metros superiores y dotado a cada uno de los sondeos de una protección metálica en el emboquille con tapa.

b) Solución del suelo. A la hora de seleccionar un método de muestreo de la solución del suelo se ha impuesto como premisa fundamental el que las muestras deben ser representativas, tanto del proceso que se está estudiando como del medio receptor de los vertidos. Por ello se han establecido una serie de criterios cuyo cumplimiento se considera esencial para garantizar la representatividad de las muestras:

- a) Ha de ser un sistema selectivo en profundidad.
- b) Debe permitir el muestreo de microorganismos.
- c) No debe alterar el material que se encuentra sobre el de forma que se modifiquen las condiciones naturales del terreno.
- d) Debe obtener muestra de la mayor extensión posible de balsa.
- e) Debe captar un volumen suficiente de muestra para realizar en ella todas las determinaciones físicas, químicas y biológicas que están previstas.
- f) No debe alterar la composición de la muestra por someterla a condiciones anormales o por ponerla en contacto con materiales no inertes.
- g) El equipo necesario para su instalación ha de ser de uso común.
- h) La extracción de la muestra no debe someter a esta a un estrés innecesario y debe poder ser realizada por cualquier operario.



Foto 7.6 Piezometro de control de la calidad del agua subterránea. Es un sondeo totalmente penetrante en el acuífero entubado en toda su longitud.

Tras un análisis exhaustivo de las posibilidades existentes se ha concluido que el sistema que mejor se adapta a las necesidades y condicionantes del proyecto es el de lisímetros equipados con drenes horizontales, estos consisten en dos pozos de gran diámetro con drenes horizontales.

Los pozos están situados en el centro de las balsas de infiltración. La perforación se ha realizado con una maquina rotativa modelo MAIT HR 110 de vástago telescópico, el detritus es evacuado con la cuchara de la propia máquina. Se han construido dos pozos de 1,5 metros de diámetro y 3 metros de profundidad con seis taladros horizontales, uno cada 50 cm, y dispuestos en estrella, con un ángulo de 60°. Los tubos para el revestimiento son de hormigón, de 80 mm de espesor, 1,500 mm de diámetro, en tramos de 1.000 mm.

Los drenes horizontales se han realizado mediante una máquina de rotación modelo COCHOBA, con inyección de agua a alta presión en circuito cerrado, el consumo de agua es de aproximadamente 50 litros por metro lineal. Cada dren se ha entubado con PVC de 90 mm de diámetro ranurado únicamente en su parte superior, excepto el primer metro, para evitar infiltraciones del agua que percola en el perímetro del pozo. Los drenes tienen una pendiente positiva del 2% para favorecer la toma de muestras, excepto los que están a menor profundidad cuya pendiente es del 1% evitando de esta manera que el tubo pueda aflorar en la balsa de infiltración. En el extremo de cada tubo se ha puesto un tapón provisto de un grifo.

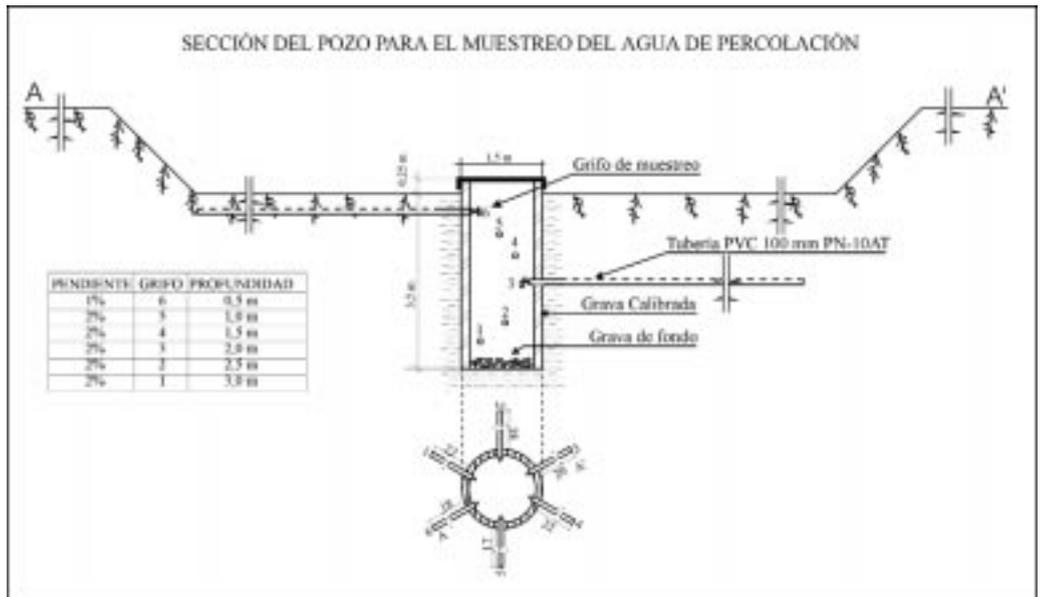


Figura 7.2 Diagrama de los pozos con drenes horizontales para el muestreo de la solución del suelo.



Foto 7.7 Vista de los pozos con drenes horizontales, pueden apreciarse en su interior los grifos de muestreo.

En una etapa posterior han sido instaladas dos grupos de seis cápsulas de succión de cerámica porosa a profundidades variables, de 15 cm a 1,8 metros, para completar el muestreo de la solución del suelo

c) Lecho filtrante. El lecho filtrante se ha muestreado cada tres meses mediante la apertura manual de catas, se han tomado muestras del primer centímetro, de 1 a 5 cm, 5 a 10 cm, y a partir de este nivel cada 10 cm hasta 60 cm.



Foto 7.8 Equipo de muestreo de la solución del suelo mediante cápsulas cerámicas de succión.



Foto 7.9 Toma de muestras del lecho filtrante mediante la apertura manual de catas.

d) Control del agua residual urbana. Se toman muestras cada 15 días del agua bruta y del agua en cada una de las balsas

Parámetros controlados.

El muestreo de las aguas subterráneas y de la solución del suelo ha sido aproximadamente quincenal, el lecho filtrante se ha muestreado cada tres meses, se dispone además de muestras de los testigos de los sondeos piezométricos, del agua del río Guadahortuna y del agua residual.

Las determinaciones realizadas en el agua han sido: parámetros físico-químicos (pH, T, C.E., sólidos en suspensión, DBO₅, DQO y turbidez) cationes y aniones mayoritarios (Ca, Mg, Na, K, Cl, HCO₃, SO₄, CO₃, NO₃, NH₄, NO₂, SiO₂, P₂O₅) y metales pesados (Fe, Mn, Cr, Al, Hg, Pb, Zn, Cu), en los análisis microbiológicos se han determinado: Coliformes totales, coliformes fecales, clostridios sulfito reductores, aerobios totales y estreptococos fecales.

En el material del lecho filtrante se ha determinado: C.E, materia orgánica, nitrógeno total, pH en agua y en KCl, carbonatos equivalentes, capacidad de cambio y cationes de cambio, sales solubles, densidad aparente, granulometría y caracterización de la fracción arcilla por rayos X.

Rendimiento del sistema

Se presenta de forma esquemática un análisis del rendimiento del sistema a través de la cuantificación de los volúmenes de agua aportados, del aporte neto de carga contaminante y del rendimiento en la eliminación de contaminantes.

A lo largo de la experiencia, se han vertido un total de 82.125 m³ de agua residual, aproximadamente 20.131 m³ en cada una de las semibalsas con un promedio de 75 m³/día en cada una de ellas.

En la figura 7.3 se presenta un gráfico resumen con el balance de masas de vertido en las balsas de Dehesas

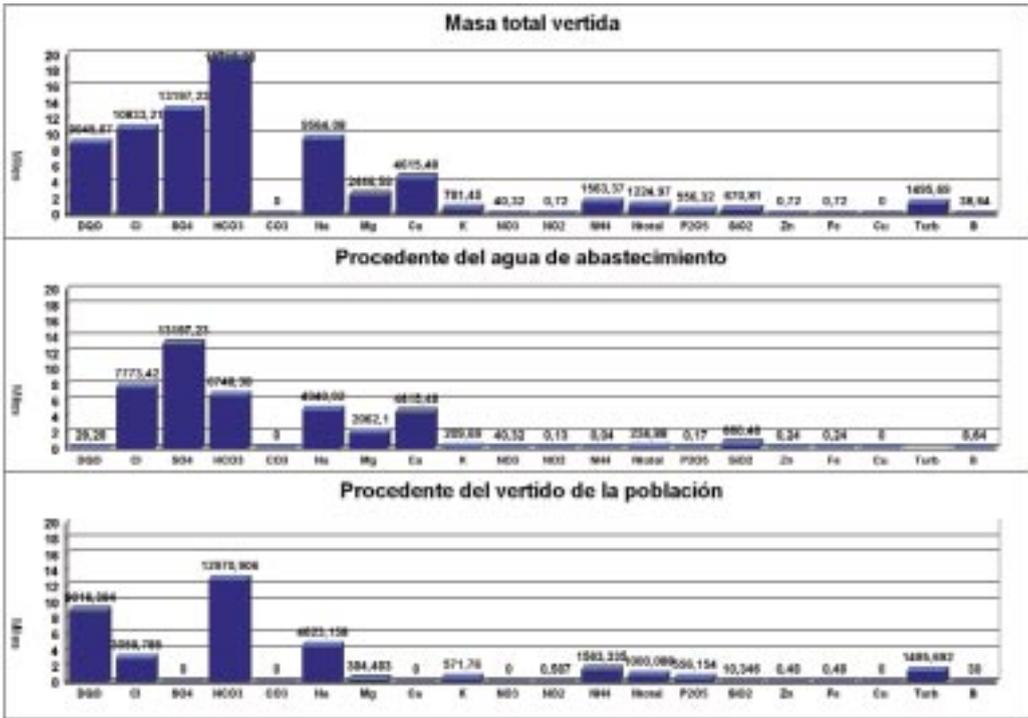


Figura 7.3 Balance de masas (g/m²) de la carga vertida en las balsas de Dehesas de Guadix.

El aporte de carga inorgánica, excepto el fósforo y en menor medida el sodio y el cloruro, se debe, en su mayoría, a la composición propia del agua de abastecimiento en origen, además, no sufre una variación significativa en su paso por la red de alcantarillado. La mayor parte del fósforo procede del aporte doméstico pues el agua de abastecimiento contiene una cantidad puramente testimonial de esta especie. El aporte de sodio y cloruros se ve incrementado notablemente y aparece en el agua residual en forma de puntas de corta duración, pues tiene su origen en una pequeña industria chacinera. En cuanto a los indicadores de contaminación orgánica se ha determinados el aporte de DQO y nitrógeno.

En las figuras 7.4 y 7.5 se muestra el rendimiento del sistema respecto a las sustancias disueltas en el agua y la carga bacteriana. Se ha representado el porcentaje de eliminación (cuando el valor es negativo significa que se produce un incremento de la variable). El sistema se muestra especialmente eficaz en la eliminación de la contaminación orgánica.

Las especies más solubles, que no se ven sometidas a procesos redox ni son retenidas por el complejo de cambio o sometidas a degradación bacteriana ven incrementada su concentración.

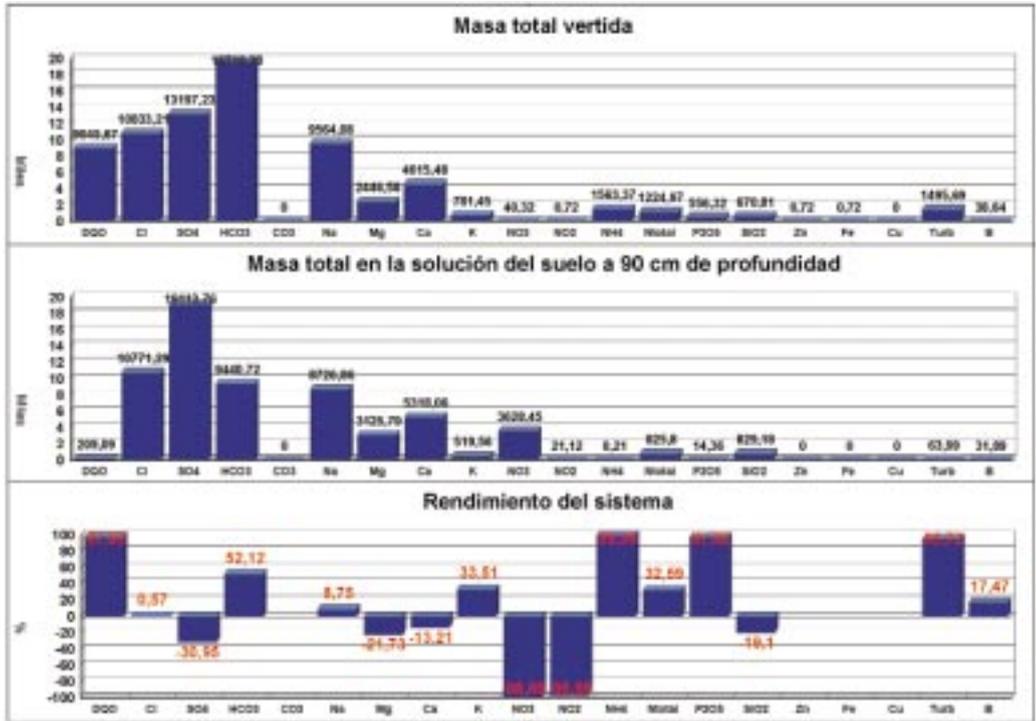


Figura 7.4 Rendimiento del sistema (g/m²) en la eliminación de carga disuelta. Los números negativos implican un aumento del contenido.

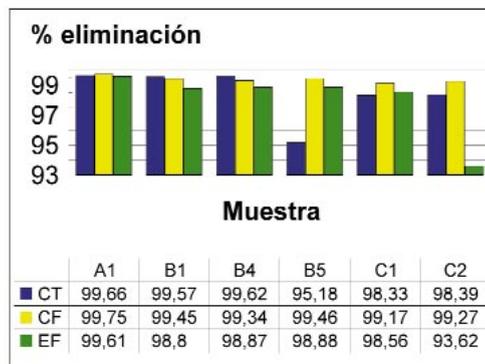


Figura 7.5 Rendimiento en la eliminación de microorganismos en los drenes A1, B1, B4, B5, C1, C2 de los pozos de gran diámetro.



Foto 7.10 Aspecto de la superficie del lecho filtrante, antes, inmediatamente después y 21 días tras el vertido del agua residual. Las algas que crecen en las primeras etapas de desecado son completamente mineralizadas al final.

Aspectos ambientales.

La infiltración directa sobre el terreno es, en contra de lo que pudiera parecer, una técnica de muy bajo impacto ambiental, siempre que no se cometan errores de diseño, se mantenga en unas dimensiones reducidas y se tomen las precauciones necesarias para el control del proceso de depuración. En la figura 7.6 se muestra un esquema descriptivo de la metodología empleada para el análisis de impacto ambiental, que se fundamenta en la identificación de las acciones potencialmente impactantes así como de los componentes del medio susceptibles de ser impactados. Estudiando las relaciones causa-efecto entre las acciones y los componentes ambientales se obtienen los posibles impactos que después se pasará a valorar.

La valoración de los impactos requiere de dos pasos previos: cuantificación de la importancia y de la magnitud de los mismos. Después, teniendo en cuenta el peso específico de cada uno de los componentes ambientales en el medio estudiado, junto con los valores obtenidos para el impacto en cada uno de ellos se obtiene el impacto ambiental total sobre cada componente ambiental, así como el impacto total del proyecto en su conjunto. Este último paso permitirá proponer medidas correctoras y preventivas, así como un programa de vigilancia ambiental que garantice el funcionamiento de la instalación sin riesgo de impacto no evaluado.

Acciones del proyecto con capacidad de causar impacto

Se han identificado las siguientes acciones como capaces de producir impacto (se describen separadas para cada una de las fases del diseño):



Figura 7.6 Metodología de la evaluación del impacto ambiental en las instalaciones de Dehesas.

1. Fase de diseño:

- Ensayos previos para la evaluación de la viabilidad técnica del proyecto.

2. Fase de Construcción:

- Excavaciones y movimientos de tierra: La excavación ha sido necesaria para ganar cota y evitar la necesidad de bombear el agua residual.
- Montaje de los elementos que forman la instalación.
- Acondicionamiento de una zona de vertido de materiales procedentes de la excavación de las balsas de infiltración.

3. Fase de funcionamiento:

- Presencia de la planta depuradora.
- Transporte del ARU, debe hacerse de forma que no existan pérdidas.
- Pretratamiento del ARU.
- Permanencia del ARU en las balsas almacén y decantación.
- El vertido del ARU como parte del proceso de depuración, que puede afectar al agua y al suelo.
- Acumulación y manejo de lodos procedentes de la limpieza de las balsas. Reutilización en la agricultura o su depósito en un vertedero controlado.

4. Fase de abandono:

- Desmantelamiento de la instalación.
- Utilización de una zona de acopio para rellenar las balsas de infiltración.
- Revegetación de todo el área ocupada por el proyecto.

5. Fase de estabilización:

Una vez abandonada la actividad en el suelo quedarán una serie de compuestos aportados por las aguas residuales, que pueden mobilizarse al dejar de verter y variar las condiciones físico-químicas del medio

Componentes de medio susceptibles de ser impactados

Entre los componentes del medio susceptibles de ser impactados destacan:

1. **El aire**, como consecuencia de la puesta en suspensión de partículas durante las fases de construcción y desmantelamiento. El proceso de almacenamiento del agua, el vertido y la depuración pueden además producir olores.
2. **El suelo**, puede variar sus características físicas, químicas, biológicas y microbiológicas. También su calidad para uso agrícola.
3. **El agua superficial y subterránea.**
4. **La vegetación** como consecuencia de las obras y de la revegetación cuando se abandonen las instalaciones.
5. **La fauna**, de forma indirecta como consecuencia de la retirada de la vegetación y la construcción de la planta y de forma directa por la permanencia del ARU en las balsas, algunos animales al intentar beber pueden caer dentro.
6. **El paisaje**, por la propia presencia de la planta.

7. **Los usos del suelo**, la instalación impide el uso tradicional.
8. **La calidad de vida** por la posible proliferación de insectos y olores, especialmente en verano.
9. **El aprovechamiento y la reutilización de los recursos**, tanto del agua depurada que va al acuífero, como de los lodos que se acumulan en las balsas de almacenamiento y de decantación.

A la hora de valorar el impacto ambiental total del proyecto es necesario tener en cuenta la contribución de cada componente ambiental a la situación del entorno objeto de estudio, ya que no todos tienen la misma importancia ambiental. Este peso de cada componente se ha expresado en Unidades de Importancia (UIP), tabla 7.1, asignándole a cada factor un valor que resulta de la distribución de 1000 UIP entre el total de los factores ambientales considerados.

Tabla 7.1 Unidades de Importancia.

					UIP		
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FÍSICO	MEDIO INERTE	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20		
			TOTAL AIRE				20
			SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	20		
		CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS		20			
		CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA		50			
		TOTAL SUELO				90	
		AGUA	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	195			
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERRANEA	210			
			CANTIDAD DEL RECURSO SUBTERRANEO	80			
		TOTAL AGUA				485	
	TOTAL MEDIO INERTE				595		
	M BIOTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	50			
		FAUNA	FAUNA	50			
	TOTAL MEDIO BIÓTICO				100		
	M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	20			
	TOTAL MEDIO PERCEPTUAL				20		
	TOTAL MEDIO FÍSICO				715		
MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5			
	M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200			
	M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL RECURSO	80			
TOTAL MEDIO SOCIAL				285			

Matriz de identificación de impactos

Para estudiar las relaciones causa-efecto de las acciones sobre las componentes ambientales, se ha construido una matriz de Leopold (tabla 7.2), en la que los impactos detectados aparecen en la casilla de cruce entre la actividad impactante y el factor ambiental sobre el cual ésta ejerce su acción.

Tabla 7.2 Matriz de identificación de impactos.

			ACCIONES DEL PROYECTO																			
			DESÍO	CONSTRUCCIÓN			FUNDACIONMTO			ABANDONO		ESTAS										
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	MEDIO FÍSICO	AIRE	CONTAM. ATMOSF. Y SONORA																		
				SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS																	
			CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS																			
		AGUA	CONTAMINACIÓN MICROBIOL.																			
			CALIDAD DEL AGUA SUPERF.																			
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERR.																			
	CANTIDAD DE REC. SUBTERR.																					
	MEDIO SOCIAL	M. BIOTICO	VEGETACIÓN																			
			FAUNA																			
		M. PERCEPTUAL	PASAJE	PASAJE																		
M. RURAL		USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO																			
M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA																				
M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL REC																				

Valoración de los impactos

Calculo de la importancia del impacto.

La importancia del impacto es la relación mediante la cual se mide cualitativamente el impacto ambiental, en función, tanto del grado de incidencia o intensidad de la alteración producida, como de la caracterización del efecto, que responde a su vez a una serie de atributos de tipo cualitativo (Conesa, 1997), en la tabla 7.3 se presenta la importancia calculada para cada uno de los impactos. El cálculo de la importancia del impacto sirve para determinar cuales son las acciones más agresivas y qué factores pueden estar viéndose más afectados por ellas.

Como se puede observar en la tabla 7.3 además se ha calculado la importancia absoluta y relativa por factores y por acciones. A la vista de los valores obtenidos para la importancia relativa se puede afirmar que las acciones más agresivas son la estabilización del sistema, la permanencia del agua en las balsas, la excavación y movimientos de tierra, la presencia de la planta y el vertido del efluente al suelo. De la misma forma los factores más afectados por el desarrollo de la actividad serán el agua superficial y subterránea, los usos del suelo y la calidad de vida.

Analizando los valores de la importancia absoluta se observa que las acciones con valores más altos, el vertido del efluente en el suelo y a la estabilización del sistema, se deben a que la primera acción no es tan agresiva pero impacta sobre un mayor número de factores y la segunda impacta sobre menos factores pero de forma más agresiva (con mayor intensidad). De igual forma, los valores más altos para los factores son los correspondien-

Tabla 7.4 Indicadores y valores de magnitud para los impactos estudiados.

IMPACTO	INDICADOR	UNIDAD	MAGNITUD INCONMENSURABLE			MAGNITUD CONMENSURABLE		
			SIN PROYECTO	CON PROYECTO	NETO	SIN PROYECTO	CON PROYECTO	NETO
1	Pérdida de permeabilidad	%	0	5	5	1	0,98	-0,02
2	Suma ponderada de cada tipo de suelo	%	51,6	20	-31,6	0,68	0,2	-0,48
3	Pérdida de permeabilidad	%	0	10	10	1	0,975	0,025
4	Presencia/Ausencia	adimensional	si	no		1	0	-1
5	Presencia/Ausencia	adimensional	pres	aus temp		1	0,5	-0,5
6	Pérdida de calidad paisajística	%	100	100	0	1	1	0
7	Pérdida de calidad paisajística	%	100	80	-20	1	0,8	-0,2
8	Indicador semicuantitativo del olor	adimensional	1	3	2	1	0,5	-0,5
9	Afección a la calidad de vida	%	0	5	5	1	0,95	-0,05
10	Indicador semicuantitativo del olor	adimensional	1	2,5	1,5	1	0,7	-0,3
11	Pérdida de permeabilidad	%	0	25	25	1	0,8	-0,2
12	CE a 20 cm de profundidad	microS/cm	874	423	-451	1	0	-1
13	Presencia/Ausencia de cont. Fecal	adimensional	no	si		1	0	-1
14	Nivel de nitratos	mg/l	40	56	16	0,2	0	-0,2
15	Nivel de nitratos	mg/l	44	40	-4	0,15	0,2	0,05
16	Variación del nivel piezométrico	%	0	0	0	1	1	0
17	Afección a la calidad de vida	%	0	5	5	1	0,95	-0,05
18	Conductividad Eléctrica	microS/cm	3094	2834	2606	1	1	0
20	Pérdida de permeabilidad	%	0	10	10	1	0,975	-0,025
21	Presencia/Ausencia	adimensional	si	si		1	1	0
22	Presencia/Ausencia	adimensional	pres	aus temp		1	0,5	-0,5
23	Pérdida de calidad paisajística	%	100	90	-10	1	0,9	-0,1
24	Presencia/Ausencia de vegetación	adimensional	si	si		1	1	0
25	Suma ponderada de cada tipo de suelo	%	51,6	100	48,4	0,98	1	0,02
26	CE a 20 cm de profundidad	microS/cm	874	423	-451	1	0	-1
29	Afección a la calidad de vida	%	0	20	20	1	0,8	-0,2

En la magnitud conmensurable, la diferencia de los valores con proyecto y sin proyecto nos da la pérdida, si es negativa, o ganancia, si es positiva, de calidad ambiental al realizar el proyecto con respecto a la situación inicial. Como es apreciable, la "pérdida de calidad ambiental", cuando la hay, es en general bastante reducida, ya que aunque hay algunos casos que denotan una pérdida de calidad ambiental total, ésta es reversible y además dos de los tres impactos en los que esto ocurre son muy puntuales.

Debido a la dificultad de estimación que presentan los impactos 19, 27 y 28, para el cálculo de su magnitud, se ha procedido a no valorarlos y prestarles especial atención en el plan de vigilancia.

Valoración de los impactos.

En la tabla 7.5 se presenta la importancia absoluta y la magnitud conmensurable absoluta para cada factor que resultan de la suma de las importancias y las magnitudes respectivamente de los impactos sobre cada uno de los factores ambientales.

En función de ambas se ha obtenido el valor del impacto a que se ve sometido cada factor ambiental utilizando la siguiente función,

$$V_j = (I_j / I_{\max} \times M_j^2)^{1/3}$$

Donde V_j es el valor del impacto para cada factor, I_j es la importancia absoluta para el factor, I_{\max} es el valor más alto de la importancia absoluta y M_j es el valor de la magnitud total para cada factor.

En función del valor obtenido para los impactos se puede afirmar que los factores que más se ven afectados por esta instalación son las características químicas del suelo y la calidad del aire. Hay que destacar que, al contrario de lo que cabría esperar, el valor del impacto obtenido para la calidad del agua subterránea y superficial, es bastante bajo.

Impacto ambiental total

Para conocer el impacto total que se produce sobre cada uno de los factores, es necesario no solo tener en cuenta el valor de dicho impacto, sino también la importancia ambiental del factor sobre el que éste se está produciendo en el entorno donde se está desarrollando esta actividad. Para ello hay que tener en cuenta las unidades de importancia calculadas anteriormente para cada factor ambiental, ya que aunque el valor del impacto sea bajo, si el factor sobre el que se produce es muy relevante respecto al conjunto ambiental, el impacto total puede ser más alto que para otro impacto con mayor valor pero que ejerce su acción sobre un factor de escasa importancia.

De esta forma, el impacto total sobre cada uno de los factores viene determinado por el producto entre las unidades de importancia asignadas al factor (P_j) y el valor del impacto calculado (V_j). (Conesa, 1997).

$$IA_{T \text{ Fact}} = P_j \times V_j$$

Sumando los impactos ambientales totales de los correspondientes factores ambientales se obtienen los impactos ambientales sobre las componentes ambientales, los subsistemas, los sistemas ambientales y el impacto ambiental total.

$$IA_T = \sum_j P_j \times V_j = \sum_j IA_{T \text{ Fact}}$$

Los valores del impacto ambiental total causado por el proyecto deben encontrarse en el intervalo -1000 y $+1000$ unidades de impacto ambiental, que son las unidades obtenidas a partir de las UIP asignadas a cada factor, teniendo en cuenta el valor del impacto sobre el mismo.

Tabla 7.5 Valor del impacto para cada componente ambiental en función de su importancia absoluta y su magnitud.

FACTORES AMBIENTALES	I_j	M_j	V_j
Calidad del aire	-75	-0,80	-0,743
Características físicas del suelo	-108	-0,27	-0,407
Características químicas del suelo	-66	-2,00	-1,312
Características microbiológicas del suelo	-33	-1,00	-0,650
Calidad del agua superficial	-38	-0,20	-0,235
Calidad del agua subterránea	-52	0,05	-0,104
Cantidad del recurso subterráneo	18	0,00	0,000
Vegetación	-23	-1,00	-0,581
Fauna	-32	-1,00	-0,649
Paisaje	-91	-0,30	-0,412
Uso del suelo	-87	-0,46	-0,540
Calidad de vida	-117	-0,30	-0,448
Aprovechamiento y reutilización del recurso	43	0,00	0,000

Para calificar los impactos se ha usado el siguiente criterio: los impactos totales que se encuentren entre 0 y 250 serán calificados como compatibles, los que se encuentren entre 250 y 500 como moderados, entre 500 y 750 severos y entre 750 y 1000 críticos (intervalos expresados en valor absoluto).

En la tabla 7.6 se presentan los valores obtenidos para el impacto total por factores, componentes, subsistemas y sistemas.

Tabla 7.6 Valores de impacto total.

				UIP	VALOR DEL IMPACTO	IMP. AMB. TOTAL	
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	MEDIO INERTE	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20	-0,743	-14,86
			TOTAL AIRE		20	-0,743	-14,86
		SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS		20	-0,407	-8,14
			CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS		20	-1,312	-26,24
			CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA		60	-0,656	-32,80
		TOTAL SUELO		90	-2,375	-67,18	
		AGUA	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL		196	-0,235	-45,83
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERR		210	-0,104	-21,84
			CANTIDAD DE REC SUBTERR		60	0	0,00
		TOTAL AGUA		466	-0,339	-67,67	
	TOTAL MEDIO INERTE		586	-3,457	-149,71		
	M BIOTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	50	-0,581	-29,05	
		FAUNA	FAUNA	60	-0,649	-32,45	
		TOTAL MEDIO BIÓTICO		100	-2,676	-61,50	
	M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	20	-0,412	-8,24	
	TOTAL MEDIO PERCEPTUAL		20	-0,412	-8,24		
	TOTAL MEDIO FISICO		716	-6,913	-219,45		
	MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5	-0,54	-2,70
		M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200	-0,448	-89,60
		M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL REC	60	0	0,00
TOTAL MEDIO SOCIAL		265	-1,977	-92,30			
TOTAL COMPONENTES AMBIENTALES				1000	-8,89	-311,75	

Conclusiones

La infiltración directa sobre el terreno es un sistema eficaz para la depuración de aguas residuales urbanas procedentes de pequeñas poblaciones, siempre que no contengan elementos no biodegradables. Desde un punto de vista ambiental se observa que todos los valores de impacto ambiental total son compatibles, y, además, el impacto ambiental total de este tipo de proyectos se encuentra dentro de los moderados o bajos. Los mayores problemas podrían deberse a la afección a la calidad de vida por la proliferación de insectos o la aparición de olores (no se han observado). Tanto el agua superficial como la subterránea podrían verse afectadas por un aumento en la concentración de nitratos a largo plazo, por lo que es precisamente en este aspecto en el que se están centrando las investigaciones.

El efecto sobre el paisaje y los usos del suelo son prácticamente nulos debido a la reducida dimensión de las instalaciones, además, la aptitud agrícola del suelo mejora con la aplicación del agua residual. Hasta la fecha, y después de casi dos años de experiencia, la mayoría de los impactos descritos no se han manifestado por lo que actualmente no se puede hablar de impactos sino de puntos débiles del sistema que se controlan con un buen sistema de vigilancia y la previsión de medidas correctoras en el caso de que estos impactos llegaran a materializarse.

Las elevadas tasas de depuración obtenidas, el hecho de que después de más de dos años de funcionamiento no se observe impacto sobre la calidad del agua subterránea y que los efectos de colmatación del lecho filtrante no hayan modificado la capacidad de infiltración del sistema, permiten, por un lado considerar que el procedimiento es viable en las condiciones estudiadas, abriéndose la posibilidad de prolongar la experiencia con el fin de desarrollar un modelo de comportamiento de estos dispositivos en condiciones de explotación intensiva y de abandono tras un uso prolongado. Por ello se ha abierto una nueva línea de trabajo, a través de la realización de una tesis doctoral, que consiste en el desarrollo de un modelo matemático de flujo y transporte mediante el cual se pretende simular el comportamiento del sistema en diferentes condiciones de explotación y tras su abandono cuando sea preciso.

7.2.2 LA EXPERIENCIA DE MAZAGÓN

A lo largo del año 1993, el ITGE, y el BRGM (Boureau de Recherches Geominieres), llevaron a cabo una experiencia de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa en el terreno (Mottier, 1993; Nieto y Alamy, 1994; Nieto y Brissaud, 1994; Nieto, 1996); el objetivo de esta investigación fue doble: por una parte determinar la capacidad de los materiales empleados como sustrato depurador, por otro, establecer el mejor modo de funcionamiento de una estación de estas características. Además, este trabajo supuso una importante contribución al conocimiento y comprensión de los mecanismos de depuración implicados, la respuesta de la instalación a las cargas hidráulicas aplicadas, la dinámica de la carga contaminante en el transcurso de la percolación así como el flujo de gases en el seno del material filtrante. A pesar de haber empleado materiales de permeabilidad relativamente alta, arenas, se obtuvieron resultados muy alentadores.

Se trató de un ensayo muy diferente al de Dehesas de Guadix, tanto por el tipo de materiales elegidos como lecho filtrante como por el diseño del sistema de infiltración y de control del avance del agua infiltrada a través de la zona no saturada.

Las instalaciones se construyeron a cuatro kilómetros al oeste de la población de Mazagón, sobre el cordón dunar que separa el océano de una laguna. El mar está a unos 300 metros de las instalaciones, la laguna a unos 100 metros. La población que vive en Mazagón es de unos 1000 habitantes de forma fija, en época veraniega pueden llegar a ser 10 veces mayor.

Descripción del material del lecho filtrante y del acuífero:

El material del lecho filtrante se reconoció mediante una serie de sondeos cuyas profundidades variaban entre los 7 y los 32 metros, además de varios perfiles eléctricos. Estaba constituido por unos 30 metros de arenas de duna, sobre un sustrato margoso, muy bien clasificadas y con gran homogeneidad, sobre todo en los 10 primeros metros. El nivel piezométrico se situaba a una profundidad de 6 a 8 metros, con un gradiente hidráulico hacia el mar del 0,5%.

Regionalmente el sistema se asienta sobre la unidad Almonte-Marismas, S.A. nº 27, las transmisividades medidas son del orden de 10^{-3} m²/s, y el coeficiente de almacenamiento de 0,2.

La distribución del agua en las balsas de infiltración se hacía por gravedad aprovechando el desnivel existente.

Descripción de las instalaciones:

La planta ocupa una superficie total de media ha., repartida en dos zonas, la parte alta, que recibe el ARU bruta y contiene las instalaciones de pretratamiento y la parte baja donde se realiza la infiltración controlada.

El pretratamiento consiste en una decantación prolongada precedida de un desbaste con rejilla y desarenador estáticos, con eliminación de flotantes, sobre un caudal de entrada medio de 7 l/s, procedente de un estanque de retención.



Foto 7.11 Vista de una de las balsas de infiltración en pleno funcionamiento.

Por rebose, el agua pasa del decantador a una balsa de almacenamiento cuya descarga (100 m³) ocurre a través de una válvula sifón al alcanzar su nivel máximo. El agua descargada se distribuye por gravedad mediante tuberías de PVC de 160 mm de diámetro y válvulas manuales, llegando a cada una de las 6 balsas de infiltración (que tienen un tamaño de 10 x 20 metros) acopladas de 2 en 2. Cada balsa contiene un pozo de observación donde asoman 5 puntos para muestreo del percolado, a distinto nivel (30, 60, 100, 150 y 200 cm de profundidad). En tres de las balsas hay instalado un sistema de muestreo de gases a esas mismas profundidades.

En una de las balsas se ha dispuesto un sistema para medir la resistividad eléctrica en el primer medio metro de terreno.

Se instalaron 3 piezómetros separados entre sí unos 50 metros, con distancia variable a la balsa más cercana (0, 2 y 15 metros respectivamente). Se construyó asimismo una caseta para guardar material e instrumentos.



Foto 7.12 Vista de las balsas de decantación.

Mantenimiento de las instalaciones y muestreos:

La actividad de la planta ha consistido fundamentalmente en su cuidado y en la toma de datos, el mantenimiento de las instalaciones consistió fundamentalmente en:

- En la fase de pretratamiento: limpieza de la rejilla de desbaste y eliminación de sobrenadantes en el decantador (diario); purga del desarenador (semestral) y eventualmente del decantador.
- En la fase de infiltración: limpieza del ranurado en las tuberías de descarga (diario); horizontalización y rastrillado de la superficie de la balsa, y eliminación de vegetación (según necesidades).

En cuanto a las mediciones realizadas, además de los caudales de agua aplicada, lámina de agua alcanzada, volúmenes recogidos a diferentes profundidades y registro de niveles en los pozos:

- Temperatura, pH, CE, amonio, nitritos, nitratos, DQO y contenido bacteriano.
- Gases y temperatura en 3 balsas junto a los pozos de observación. También se ha medido oxígeno, nitrógeno y dióxido de carbono.

Estas actividades se han realizado de forma sistemática durante seis meses aunque de forma esporádica se llevó un cierto control en las primeras fases del proyecto.

Resultado obtenido:

Las descargas de agua se llevaron a un ritmo de unos 100 m³/día sobre dos balsas (250 l/m²) excepto en un breve periodo de tiempo que se ensayó una descarga doble.

Se ha observado la aparición de fenómenos de colmatación del lecho que se evitaban completamente rastrillando 2 ó 3 veces por semana

El domo de agua de recarga sobre la superficie freática ha dejado siempre libres al menos 4 metros de zona de aireación.

No ha habido problemas de generación de olores ni han aparecido insectos.

Los rendimientos en la eliminación de la DQO han llegado hasta el 90% en el dren situado a 2 metros, la oxidación del amonio ha llegado a ser del 100% también en el último dren. Estos valores no se alcanzan hasta una semana después de comenzado el vertido debido a la necesidad de que se produzca un proceso de maduración del sistema de depuración.

Al acuífero ha llegado el nitrógeno siempre como nitrato, excepto en el periodo en el que se duplicó la tasa de aplicación de agua, cuando se detectó la aparición de amonio en el agua subterránea.

El análisis de gases ha demostrado que el sistema funciona en aerobiosis produciéndose un rápido descenso de las concentraciones de oxígeno con la profundidad y recuperación tras el periodo de desecado de las balsas, el CO₂ se ha comportado de forma inversa.

El comportamiento frente a la carga bacteriana no ha sido tan eficaz: la reducción observada en el contenido en microorganismos ha alcanzado, en el muestreador situado a 2 metros de profundidad, de 1,2 unidades logarítmicas para los coliformes totales, 1,1 para los fecales y 1,4 para los estreptococos fecales. No obstante las muestras tomadas en los piezómetros muestran siempre ausencia de contaminación bacteriana, salvo cuando se duplicó la carga aplicada.

8. GLOSARIO

El presente glosario pretende servir de ayuda al lector, aclarando el significado de aquellos términos que por pertenecer al campo especializado de la edafología, la hidrogeología o la hidroquímica pueden causar confusión para quien no los emplea de forma habitual. No pretende ser exhaustivo en el número de acepciones propuestas para cada uno de los términos recogidos, al contrario, se ha primado la sencillez, claridad y utilidad por lo que únicamente se muestran las definiciones adecuadas al contexto en el que pueden encontrarse en la presente publicación.

Para profundizar en otras acepciones u otros términos no contemplados, en el apartado bibliografía se recogen alguno de los glosarios más empleados por los especialistas cuando realizan trabajos relacionados con las aguas subterráneas, la depuración de aguas residuales y el medio ambiente que complementan y amplían el presente apartado.

A

Absorción: Retención de una sustancia, generalmente en forma de líquido o gas, entre las moléculas de otra (absorbente).

Acidez: Contenido en ácidos de una solución. Medida de la concentración de hidrogeniones en una solución. Su determinación se suele realizar mediante métodos colorimétricos o potenciométricos.

Ácido: Sustancia que tiene tendencia a perder un protón. Sustancia que se disuelve en agua con la consiguiente formación de iones hidrógeno. Sustancia que contiene hidrógeno, que puede ser reemplazado por metales para formar sales

Acuicludo: Formación geológica que estando saturada de agua es incapaz de transmitirla en cantidades significativas cuando es sometida a gradientes hidráulicos normales.

Acuífero: Formación, grupo de formaciones, o parte de una formación geológica que está formada por materiales permeables y que cuando contienen agua son capaces de cederla en cantidades aprovechables bajo la acción de gradientes hidráulicos normales. Los materiales que comúnmente forman los acuíferos son arenas y gravas no consolidadas, rocas permeables sedimentarias como areniscas y calizas, y rocas cristalinas o volcánicas fuertemente fracturadas.

Acuífero artesiano: Acuífero confinado cuyo

nivel piezométrico se encuentra sobre el terreno de forma que las perforaciones son surgentes.

Acuífero libre: Es aquel en el que su límite superior está formado por la lámina de agua libre que se encuentra a presión atmosférica.

Acuífero colgado: Estructura saturada de agua rodeada de otras que no lo están.

Acuífero confinado: Aquel que se sitúa entre dos acuitardos.

Acuitardo: La menos permeable de una serie de formaciones en una secuencia estratigráfica. Estas formaciones son capaces de transmitir agua en cantidades significativas a nivel regional pero su permeabilidad no es suficiente para ser aprovechada en captaciones puntuales como son los sondeos de producción. Los acuitardos están normalmente formados por materiales como las arcillas, sales y rocas cristalinas no fracturadas.

Adsorción: Adherencia de las moléculas de un gas, iones, o moléculas en solución a la superficie de un sólido.

Aerobio: Que necesita del oxígeno para vivir.

Aerosol: Suspensión de partículas sólidas o líquidas en un gas.

Agua residual: Efluentes líquidos acuosos provenientes como desecho de la actividad urbana, industrial, ganadera o agrícola que se caracterizan por haber perdido en el proceso alguna de sus características de calidad principalmente debido a la adición de sustancias

disueltas o en suspensión o de agentes biológicos.

Agua residual doméstica: Son las aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios, generadas principalmente por las excretas humanas y las actividades domésticas.

Agua residual industrial: Todas las aguas residuales generadas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad industrial o comercial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.

Agua residual urbana: Son las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

Agua subterránea: Agua situada bajo la superficie del terreno rellenando el espacio vacío entre las rocas, o el material poroso, y que se extiende por toda la zona considerada como saturada.

Anaerobio: Sin oxígeno.

Arcilla: Desde el punto de vista mineral, filosilicato hidratado que se presenta en cristales muy pequeños (del orden de micrómetros) en forma de láminas hexagonales o fibras. Desde el punto de vista del tamaño de partícula se clasifican como arcillas los materiales cuyo tamaño es menor de 2 μm .

Arena: Sedimento detrítico no consolidado cuyo tamaño está comprendido entre 20 μm y 2 mm.

Arcilloso: Material en cuya composición predominan las arcillas. Ver textura.

Arenoso: Material en cuya composición predominan las arenas. Ver textura.

B

Bacteria: Microorganismo procariota unicelular, caracterizado por carecer de órganos propios de las células eucariotas. Muchas son saprófitas jugando un importante papel en la descomposición de la materia orgánica.

Balance iónico: Relación entre el contenido en cationes y aniones determinados analíticamente en una muestra de agua (ver Error Analítico).

Biodegradable: Susceptible de descomponerse a través de procesos biológicos, generalmente mediados por microorganismos (bacterias, hongos, protozoos, etc). Esta propiedad, que caracteriza a la mayor parte de los compues-

tos biológicos, permite su transformación en sustancias más sencillas que no necesariamente son menos contaminantes o tóxicas que la sustancia original.

C

Calidad: Término que cuando se emplea referido a la composición de un agua se refiere a su adecuación a un uso concreto.

Capacidad autodepuradora: Capacidad de un sistema para diluir o transformar los contaminantes en el introducidos en sustancias más simples de forma que recupere su calidad inicial. La autodepuración es un proceso complejo en el que intervienen tanto los componentes inorgánicos del medio, como los organismos vivos y procesos puramente físicos como la filtración o la decantación.

Capacidad de cambio iónico: En el suelo existen materiales, fundamentalmente las arcillas y la materia orgánica, que tienen la propiedad de acumular cationes de forma reversible en su superficie liberando a cambio otros cationes, por lo general calcio o magnesio. Esta propiedad recibe el nombre de Capacidad de Cambio y expresa químicamente el número de moles de iones adsorbidos que pueden ser intercambiados por unidad de masa seca, bajo unas condiciones dadas de temperatura, presión, composición de la fase líquida y una relación masa/solución dada (un mol de carga adsorbida equivale a $6,02 \cdot 10^{23}$ cargas de iones adsorbidos). En el Sistema Internacional la capacidad de cambio se expresa como centimoles por kilogramo, cmol kg^{-1} .

La capacidad de cambio es una propiedad fundamental del suelo, de ella depende muchas de sus propiedades como agente depurador.

Capacidad de campo: Agua retenida por un suelo, que previamente saturado, se ha dejado drenar libremente de forma que toda el agua que podría abandonar su seno por gravedad lo ha hecho. Su medida es difícil y se suele hacer de dos formas, o saturando el suelo y dejándolo drenar 48 horas protegido de la acción del viento y del sol, o a partir del contenido en humedad del material en equilibrio con una presión de 33 kPa en un equipo de placas de presión.

Capacidad de infiltración del suelo:

Velocidad a la que el agua penetra en el interior del suelo desde su superficie. En condiciones de saturación, cubierto con una lámina de agua poco espesa. La capacidad de infiltración es equivalente a la conductividad hidráulica saturada.

Capacidad de intercambio iónico: ver Capacidad de cambio iónico.

Carga hidráulica aplicada: Volumen de ARU aplicado por superficie de terreno en un determinado periodo de tiempo, normalmente semanal, mensual o anual, se expresa en mm/semana, mm/mes, mm/día.

Ciclo hidrológico: Sucesión de fases por las que pasa el agua en su dinámica de distribución y circulación en la tierra. Este concepto incluye tanto las tres fases fundamentales: atmosférica, superficial y subterránea como los procesos de flujo (precipitación, escorrentía, infiltración, percolación, evaporación y condensación), que permiten el movimiento de la masa de agua entre y a través de las fases.

Desde el punto de vista de la calidad de las aguas es preciso considerar que el ciclo hidrológico es un continuo, todas las fases están conectadas y se relacionan, de forma que una acción sobre cualquiera de ellas pueda afectar al resto de manera más o menos intensa. El suelo constituye la interfase activa más importante (entre las fases superficiales o atmosférica y la subterránea), en el la composición de las aguas sufre profundos cambios, fruto de la interacción con los minerales y seres vivos que lo pueblan.

Coefficiente de almacenamiento: Se define como el volumen de agua que puede drenar, o almacenar un acuífero, por unidad de superficie y unidad de carga en el potencial hidráulico (igual al rendimiento específico en un acuífero no confinado)

Coliforme: Bacterias Gram negativas de morfología bacilar, capaces de fermentar lactosa con producción de gas a la temperatura de 35° o 37° C (coliformes totales). Aquellas que tienen las mismas propiedades a la temperatura de 44° o 44.5° C se denominan coliformes fecales.

Colorimetría: Determinación de la concentración de una sustancia en una solución mediante la medición de la intensidad de color generado al reaccionar con un reactivo adecuado.

Conductividad hidráulica saturada: Un material puede ser considerado permeable si posee poros, grietas, fisuras, etc a través de los cuales puede circular un fluido (gases, agua). La conductividad hidráulica es una medida de la facilidad con la que el agua puede atravesar esos poros. En general el agua se mueve a través de un material poroso siguiendo la ley de Darcy:

$$q = \frac{Q}{A} = K \frac{dH}{dl}$$

Donde q es el flujo de agua (Q) por unidad de área (A), K es la permeabilidad (l/t) y dH/dl es el gradiente hidráulico (l/l).

La permeabilidad se define pues como la constante de proporcionalidad K. K no es una constante verdadera pues su valor depende fuertemente de la humedad, e incluso, en condiciones de humedad constante, como cuando el suelo está saturado, K puede variar debido al hinchamiento de las arcillas, clasificación de las partículas o cambios en la naturaleza química del agua del suelo.

Otra consideración importante es que el valor de K en la dirección vertical suele ser diferente al valor que toma en la dirección horizontal, esto es especialmente notorio en materiales estratificados en capas.

Conductividad hidráulica no saturada: La conductividad hidráulica del suelo varía notablemente en función de su contenido en humedad, cuando el suelo no está saturado de agua la presencia de burbujas de aire hace que la distribución de los canales de flujo se vea modificada variando la conductividad hidráulica. Si el perfil del suelo no está saturado, la tasa de infiltración es mayor a causa del flujo a través de las grietas y fracturas mayores que con la humedad terminan cerrándose debido al hinchamiento de las arcillas. Si el suelo está suficientemente seco, y dependiendo de su textura, la absorción capilar puede hacer que, en las primeras etapas del flujo, la velocidad de infiltración también será mucho mayor que una vez establecido el estado estacionario.

Contaminación: Acción y efecto de contaminar. Ver contaminante.

Contaminante: Cualquier forma de materia o energía ajena a la composición natural del agua.

Contaminante conservativo: Contaminante

cuya naturaleza química no varía en su interacción con el medio físico o biológico y que por tanto al atravesar el suelo y el acuífero, mantiene todas sus propiedades.

Contaminante no conservativo: Contaminante cuya naturaleza química varía al interactuar con los componentes bióticos y abióticos del medio.

D

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días. Medida de la cantidad de oxígeno consumida en la oxidación del material carbonoso de una muestra de agua, por la población microbiana, a lo largo de cinco días de incubación. Se trata de una reacción fuertemente dependiente de la temperatura por lo que siempre que el ensayo no se haya hecho a 20° que es la estándar habrá que indicarlo. Se trata del parámetro indicador de contaminación orgánica más ampliamente empleado, aunque tiene serias limitaciones que hay que tener en cuenta a la hora de su interpretación, entre estas pueden destacarse: en los cinco días que dura el ensayo normalmente no se oxida más del 60 o 70% de la materia orgánica realmente presente en la muestra, los resultados obtenidos dependen del inóculo bacteriano y la presencia de sustancias tóxicas para los microorganismos puede falsear los resultados.

Demanda de cloro: cantidad de cloro que es necesario añadir a un agua para que después de haber producido su desinfección queden aún vestigios de cloro libre tras un tiempo de estabilización que suele ser de dos horas.

Densidad: Masa de un cuerpo por unidad de volumen.

Densidad aparente: Masa de suelo seco por unidad de volumen incluyendo los poros.

Densidad real: Densidad de los constituyentes del suelo sin tener en consideración los poros entre ellos.

Desnitrificación: Reducción desasimilatoria de nitrato y/o nitrito a nitrógeno molecular. Entre los géneros bacterianos implicados en el proceso pueden destacarse: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacvterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* y *Spirillum*. Estas bacterias son heterótrofas, producen el proceso en cuatro

pasos enzimáticos diferentes. El primer paso consiste en la conversión de nitrato en nitrito, y a continuación se producen óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas.

Depuración natural: Depuración en la que no interviene el hombre, mediada por procesos naturales como la degradación bacteriana, oxidación, dilución o la interacción con la matriz sólida del terreno.

DQO: Demanda química de oxígeno. Se trata de un ensayo empleado para la medida del contenido en materia orgánica de una muestra de agua residual. Como agente oxidante se emplea una sustancia química, como el dicromato, fuertemente oxidante en medio ácido y a elevada temperatura.

Dureza del agua: Suma de las concentraciones de cationes metálicos con la excepción de los metales alcalinos y del hidrógeno, en la mayoría de las ocasiones es debida al calcio y magnesio a los que se añaden con frecuencia el hierro, aluminio, manganeso y estroncio. Se suele expresar en miliequivalentes de CaCO₃ o en grados franceses (1 grado francés = 10 mg/L de CaCO₃).

Desinfección: Destrucción por medio de un agente químico o físico de las bacterias y virus patógenos que se encuentran en el material a desinfectar (sustancia, objeto, etc.). Se diferencia de la esterilización en que esta última destruye todos los microorganismos, patógenos o no, incluidas las formas de resistencia.

Detergente: Sustancia empleada en la limpieza, por sus propiedades emulsionantes de las grasas. Sustancia que posee una porción no polar (hidrofóbica) y una parte polar (hidrofilica) que tiene la capacidad de disolver las grasas y aceites.

E

Edafología: Ciencia que estudia el suelo, su origen, morfología, génesis, distribución, representación cartográfica y taxonomía prestando especial atención a su uso y función ambiental.

Eflorescencia: Conversión de un sólido en polvo debido a la pérdida del agua de cristalización o a consecuencia de una reacción química con algún componente del aire.

Electrodo selectivo: Dispositivo para la medida de la concentración en el agua de una espe-

- cie química determinada a través de la diferencia de potencial creada entre un electrodo específico y otro de referencia. El potencial del electrodo específico está ligado a la actividad de los iones que se pretende determinar por la ecuación de Nerst.
- Encharcamiento:** Acumulación de agua en la superficie del terreno debido generalmente a un drenaje insuficiente.
- Ensayo de infiltración:** Ensayo destinado a la medida de la capacidad de infiltración de una superficie permeable. Se suele realizar mediante anillos clavados o la excavación de zanjas de forma y profundidad muy variable que se rellenan de agua y en los cuales se mide la velocidad a la que esta se infiltra.
- Enturbiamiento:** Pérdida de la transparencia del agua debida generalmente a la presencia de materia en suspensión (orgánica o inorgánica), al desarrollo de microorganismos, o a la presencia de geles de hierro o aluminio.
- Equilibrio agua-roca:** Situación ideal en la que no existe intercambio neto de materia ni de energía entre la roca del acuífero y el agua que contiene. En la situación de equilibrio puede haber intercambio de materia entre la fase sólida y líquida pero sin variación de la cantidad de masa de la especie equilibrada contenida en cada una de las fases.
- Equilibrio carbonatado:** Situación ideal de equilibrio químico entre el agua del acuífero y los materiales carbonáticos de la formación. (Ver Equilibrio agua-roca).
- Equilibrio osmótico:** Equilibrio entre dos soluciones debido a su fuerza iónica.
- Error analítico:** Error en la determinación de la concentración de una sustancia o del valor de una variable físico-química en el agua debido a la técnica analítica empleada o su aplicación.
- Error de balance químico:** Discrepancia entre el total de cationes y el total de aniones (expresados en equivalentes) obtenidos analíticamente de una muestra de agua. Se calcula según la expresión:
- $$Error = \frac{\sum rAni - \sum rCat}{\sum rAni + \sum rCat} * 200$$
- Escorrentía superficial:** Parte de la precipitación que fluye por la superficie del suelo.
- Escorrentía subsuperficial:** Parte de la precipitación que no se ha filtrado hasta el nivel freático, pero que se mueve como flujo hipodérmico, pudiendo descargar en los cursos de agua o terminar infiltrándose.
- Estabilización:** Proceso físico-químico mediante el cual se produce la transformación de una sustancia en otra más estable y generalmente menos tóxica. Mineralización de la materia orgánica.
- Estiércol:** Materia orgánica procedente de los residuos o excretas animales fermentada y que se emplea como abono.
- Estructura:** Disposición relativa (agrupación) de los elementos formes del suelo. La estructura influye notablemente en algunas propiedades del suelo como es su permeabilidad hidráulica, porosidad, densidad etc.
- Eutrofización:** Aumento anormal del contenido en nutrientes (especialmente los compuestos de nitrógeno y fósforo) de una masa de agua que provoca un crecimiento explosivo de algas y otros organismos afectando gravemente a su función ecológica.
- Evaporación:** Paso de las moléculas de un líquido al estado de vapor desde su superficie a la atmósfera. La evaporación se produce a temperaturas inferiores a la de ebullición.
- Evapotranspiración:** Proceso conjunto de evaporación de agua desde el suelo y de la transpiración de las plantas a través de sus estomas.
- Excedente de riego:** Agua de riego que no es empleada por la planta para sus procesos vitales y que finalmente es evaporada, incorporada a la escorrentía superficial o se filtra de forma que no resulta útil para los cultivos. Los excedentes de riego constituyen el principal vehículo de transporte de contaminantes agrícolas hacia las aguas subterráneas.
- Excremento:** Residuo orgánico procedente del intestino de los animales.

F

Fácies hidrogeoquímica: Composición característica de un agua, referida a los iones mayoritarios, que la enmarca dentro de una categoría definida.

Fácies química: ver fácies hidrogeoquímica.

Fermentación: Degradación microbiana anaerobia de la materia orgánica cuyos productos finales incluyen el dióxido de carbono, los ácidos orgánicos simples y otros productos.

Fertilizante: Sustancia natural o de síntesis que contiene alguno de los nutrientes necesarios

para el crecimiento vegetal y que se añade a los cultivos con el fin de mejorar el rendimiento de las cosechas.

Fertilizante orgánico: Fertilizante obtenido por fermentación y maduración de materia orgánica de diversa procedencia (estiércol, restos de cosechas, lodos de depuradoras, etc.).

Fertilizante químico: Fertilizante de naturaleza inorgánica, generalmente obtenido por síntesis química.

Filtración: Proceso de separación de un sólido suspendido en un líquido al hacerlo pasar a través de un medio poroso con un tamaño de poro adecuado.

Filtro de membrana: Filtro flexible de muy pequeño tamaño de poro que incluso permite la retención de microorganismos, generalmente menor de 1 micra, construido con materiales sintéticos como el acetato de celulosa, nitrocelulosa, PTFE etc.

Filtro verde: Método de tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante el riego de cultivos, generalmente forestales, que aprovecha la capacidad depuradora de suelos y plantas.

Fluido: sustancia cuyas moléculas cambian con facilidad su posición relativa; como los sólidos o los gases.

Fluido incompresible: Fluido cuyo volumen no varía al modificar la presión ejercida sobre él.

Franco: Ver textura.

Freatofitas: Especies vegetales características de suelos muy húmedos, generalmente próximos a cursos o masas de agua.

G

Gases disueltos en el agua: El agua de precipitación contiene disueltos los mismos gases que la atmósfera (nitrógeno, oxígeno, dióxido de carbono, gases nobles) aunque en diferente proporción, en función de sus presiones parciales y solubilidad en el agua. La interacción del agua infiltrada con el suelo, la zona no saturada y los materiales del acuífero modifican sustancialmente el equilibrio gaseoso.

Geodepuración: Eliminación de las sustancias contaminantes del agua residual al atravesar el terreno gracias a la interacción del agua y sus solutos con el suelo y la roca que forma el acuífero. Los principales procesos que se ven implicados en la geodepuración son: la precipitación química, el intercambio iónico y los procesos de óxido-reducción.

pitación química, el intercambio iónico y los procesos de óxido-reducción.

Granulometría: Ver "Textura".

H

Habitante equivalente: La contaminación producida por un determinado proceso o actividad debe ser expresada en unidades homogéneas para poder comparar con otras actividades. Como unidad homogénea se suele elegir la producción de DBO₅, el contenido en sólidos en suspensión o el caudal producido, expresado como la cantidad de esos parámetros que produciría un vertido procedente exclusivamente de la actividad humana.

Se considera como habitante equivalente la carga orgánica biodegradable con una demanda de oxígeno de 5 días de 60 gramos de oxígeno/día. Así por ejemplo si se consumen 60 kg de oxígeno será equivalente a una población de 1000 habitantes.

Hidroquímica: Ciencia que estudia la composición y evolución química de las aguas naturales y su interacción con el medio.

Horizonte del suelo: Capa del suelo que puede diferenciarse de sus limitantes por características tales como el color, composición, textura, actividad biológica, etc. Los horizontes del suelo son importantes tanto desde un punto de vista taxonómico como de estudio de su comportamiento frente al agua que los atraviesa.

Humedad del suelo: Agua de la zona no saturada. Se expresa como una fracción del volumen total de poros que puede ser ocupado por el agua. Su valor es igual o menor que la porosidad.

I

Incrustabilidad: Capacidad de un agua de producir incrustaciones. Las más comunes se deben a la precipitación de carbonato cálcico en aguas de elevada dureza y pH. Menos frecuentes son las de hierro que se producen cuando aguas con elevados contenidos en Fe²⁺ se ponen en ambientes oxidantes o las de sílice (SiO₂).

Infiltración: Flujo del agua o de otro fluido a través de los poros de un cuerpo sólido. Flujo del agua a través del suelo.

Infiltración directa sobre el terreno: Método de depuración de aguas residuales urbanas

- basado en las capacidad depuradora del suelo y de la zona no saturada y que consiste en el vertido controlado sobre el terreno de los efluentes, sometidos a un tratamiento primario.
- Infiltración rápida:** Sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno en el que las cargas hidráulicas aportadas son mayores de 6 metros año.
- Infiltrómetro:** Instrumento que se emplea para determinar la capacidad de infiltración de un suelo o sedimento.
- Intercambio iónico:** Sustitución de un ión por otro en la superficie de determinadas sustancias. Es posible tanto el cambio de cationes como de aniones aunque en medios naturales los procesos más comunes son los de cambio catiónico. Las arcillas y la materia orgánica del suelo son cambiadores iónicos naturales que contribuyen significativamente en los procesos de depuración de las aguas que atraviesan el suelo y los acuíferos.
- Intersticial:** Relativo a los intersticios.
- Ión:** Átomo o grupo de átomos que ha perdido o adquirido uno o más electrones y por tanto posee una cierta carga positiva o negativa. Los iones con carga positiva reciben el nombre de cationes y los que tienen carga negativa aniones.
- Ionización:** Proceso en virtud del cual un átomo o grupo de átomos al perder o adquirir un electrón se transforma en un ión.
- Isoplezia:** Línea que une los puntos de igual presión.
- Isótopo:** Especie de un mismo elemento, que teniendo el mismo número atómico se diferencia por la masa atómica debido al diferente número de neutrones presentes en el núcleo.
- Isótopo ambiental:** Isótopo presente en el medio ambiente de forma natural a escala regional o mundial.
- Isótopo natural:** Isótopo presente en el medio de forma natural, no inducido por la actividad humana.
- L**
- Laguna aerobia:** Laguna que funciona en condiciones oxidantes.
- Laguna anaerobia:** Laguna que funciona en condiciones reductoras.
- Laguna de estabilización:** Laguna diseñada para la oxidación biológica de la materia orgánica.
- Laguna de maduración:** Laguna de estabilización de poca profundidad (para que la luz y el oxígeno puedan penetrar totalmente en ellas) en la que se tratan efluentes secundarios. Originalmente se diseñaron para eliminar la carga bacteriana de las aguas tratadas mediante otras técnicas.
- Lavado del suelo:** Eliminación de sustancias solubles del suelo debido al paso del agua de infiltración.
- Lecho bacteriano:** Sistema de depuración consistente en un depósito o estanque relleno de un material de gran superficie específica sobre el cual se desarrolla una población bacteriana activa responsable de la depuración de los efluentes que lo atraviesan.
- Ley de Darcy:** Ley empírica que define el flujo de un fluido a través de un medio poroso. Se basa en la asunción de que el flujo es laminar y los efectos de la inercia son despreciables, siendo la velocidad del flujo directamente proporcional al gradiente hidráulico. En el caso de las aguas subterráneas esto es equivalente a decir que la velocidad es igual al producto del gradiente hidráulico por la conductividad. La ley de Darcy se puede representar mediante la siguiente expresión:
- $$Q = -KA \left(\frac{dh}{dl} \right)$$
- Siendo Q el caudal, A el área del conducto que transporta el agua, K es una constante de proporcionalidad y dh/dl el gradiente hidráulico.
- Límite de saturación:** Cantidad de agua que es capaz de absorber un material y a partir del cual se considera saturado, de forma que cualquier adición nueva no penetra en el mismo o desplaza una cantidad equivalente de líquido.
- Limo:** Fracción granulométrica comprendida entre 2 y 20 μm .
- Limoso:** Ver textura.
- Lisimetro:** Instrumento que sirve para medir la cantidad de agua que se infiltra en el suelo, permite además realizar otras medidas como son la evapotranspiración, el agua empleada por las plantas, etc.

Lixiviar: Separar una sustancia soluble de la matriz que la contiene por efecto del agua.

Lixiviación: Efecto de lixiviar.

Lixiviado: Solución resultante del lavado de una matriz sólida por el agua que la atraviesa.

Lodo: Sólidos separados de un agua residual mediante procesos físico-químicos generalmente con un elevado contenido en materia orgánica.

M

Macroconstituyentes del agua: Compuestos presentes en las aguas en cantidades mayores a 10 ppm. En este grupo se suelen encontrar lo cloruros, sulfatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, sodio y sílice.

Maduración: Proceso de fermentación de la materia orgánica que descompone todas las sustancias fácilmente digeribles, dejando como residuo únicamente las porciones más resistentes a la acción bacteriana.

Marga: Roca sedimentaria formada por una mezcla de arcilla y caliza (35 al 65 %). Generalmente se trata de materiales de baja permeabilidad.

Margocaliza: Roca sedimentaria formada por una mezcla de arcilla y caliza cuyo contenido en esta última se encuentra entre el 65% y 75%. Son rocas de permeabilidad media a baja.

Materia en suspensión: ver Sólidos en Suspensión.

Medida de la conductividad eléctrica: La conductividad eléctrica del agua se determina mediante un electrodo de conductividad, de platino cuando se necesita mayor precisión, sumergido en la solución a medir e insertado en una de las ramas de un puente de Wheatstone (de corriente alterna para evitar fenómenos de polarización).

Medida de la humedad del suelo: El método de referencia para la medida la humedad del suelo es el gravimétrico aunque existen muchos otros, de campo y laboratorio: sonda de neutrones, sonda gamma, centrifugación, bloque de yeso, tensiómetros, etc.

Medida del contenido microbiológico: El recuento de bacterias presentes en el agua subterránea, se realiza normalmente mediante siembra y recuento directo de las unidades formadoras de colonias (UFC), si el contenido

bacteriano es bajo, o siembra en tubos y recuento estadístico (técnica conocida como NMP o del número más probable). En ocasiones, cuando se trata de aguas muy limpias, se recurre al filtrado en membrana y siembra de esta. La identificación de especies o grupos taxonómicos concretos requiere el empleo de medios específicos.

Medida del Eh: Se realiza por vía potenciométrica midiendo la diferencia de potencial existente entre un electrodo normal de hidrógeno y un electrodo de platino brillante.

Medida del pH: El método normalmente utilizado en la determinación del pH de aguas naturales es el electrométrico con electrodo de vidrio. Este método se basa en la medida de la diferencia de potencial entre un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia (calomelanos KCl saturado).

Medida termométrica: Medida de la temperatura. En el campo de la hidrología se emplean normalmente termómetros basados en termistancias o semiconductores, mas raramente termopares. Los termómetros de mercurio no se emplean por su fragilidad y posibilidad de contaminación del medio.

Medio abiótico: Sin vida.

Medio oxidante: Medio en el que existen donadores electrónicos que pueden producir la oxidación de las especies reducidas.

Medio reductor: Medio en el que existen aceptores electrónicos que pueden producir la reducción de las especies oxidadas.

Metahemoglobinemia: Enfermedad consistente en un desorden sanguíneo temporal que afecta a los niños menores de 3 meses o a los fetos, en la cual, los nitritos se unen al receptor de los glóbulos rojos, al que, en condiciones normales se uniría el oxígeno, esto dificulta el transporte de oxígeno a través del cuerpo produciendo anoxia. Para proteger la salud pública, la legislación española establece un límite máximo admisible de nitratos en el agua de consumo (50 ppm).

Miliequivalente: Milésima parte de un equivalente. Ver equivalente.

Mineralización del agua: Constituyentes inorgánicos del agua obtenidos como resultado de su contacto con las formaciones geológicas que atraviesa (en condiciones naturales) o del aporte humano (cuando se dan procesos de contaminación).

N

Nitrificación: Proceso por el cual el amoníaco es oxidado a nitrito y luego a nitrato mediante reacciones bacterianas (bacterias nitrificantes como *nitrosomonas* o *nitrobacter*) o químicas. Se trata de una importante fase del ciclo del nitrógeno que pone a disposición de las plantas el nitrógeno en forma asimilable por ellas.

Nivel freático: Posición del nivel del agua en un acuífero libre respecto de la superficie del terreno.

Nivel piezométrico: Altura manométrica de la presión del agua en un punto dado de un acuífero. Altura del nivel del agua en un pozo.

Nutriente: Sustancia necesaria para el crecimiento y mantenimiento de la actividad vital de los organismos. Cuando se habla de aguas residuales generalmente se hace referencia al contenido en nitrógeno y fósforo así como a la materia orgánica y en general a cualquier sustancia necesaria para mantener la actividad vital de los organismos pobladores de las aguas.

O

145. Óxido-reducción: ver proceso redox.

P

Percolación: Movimiento del agua a través de los intersticios de la roca o del suelo.

Porosidad: Relación entre el volumen de huecos y el volumen total de una fracción definida de material. Generalmente se expresa en porcentaje.

Porosidad eficaz: Volumen de huecos disponible que contribuye en la transmisión de agua a través de un material permeable. Generalmente se expresa como porcentaje del volumen total.

Pozo: Perforación del terreno, generalmente de diámetro relativamente grande, realizada con el fin de extraer agua o eliminar residuos domésticos (pozo negro, actualmente en desuso).

Precipitación: Proceso de separación de un sólido insoluble de una solución.

Procesos redóx: Proceso químico de oxidación-reducción en el que una sustancia se oxida perdiendo uno o varios electrones, y otra se

reduce ganando los electrones que perdió la sustancia oxidada. La combustión, la respiración o la oxidación de los metales son ejemplos de reacciones redox.

Punto de marchitamiento: Contenido en agua por debajo del cual las plantas mesófitas (se toma como referencia una variedad de girasol) no son capaces de extraer el agua del suelo y se marchitan. En laboratorio se define como el contenido en agua de una muestra de suelo puesta en equilibrio con una presión de 1500 kPa en un equipo de placas de presión.

R

Recarga: Porción del agua superficial que atravesando la zona no saturada llega al acuífero y contribuye a aumentar sus reservas.

Recarga artificial: Recarga del acuífero favorecida o provocada por el hombre, generalmente con el fin de aumentar los recursos de agua subterránea o aprovechar el excedente de agua que se produce en ciertas épocas (lluvias de otoño por ejemplo) o circunstancias (aguas de tormenta).

Rendimiento específico: (Specific yield). Es la relación entre el volumen de agua que un medio poroso después de haber sido saturado, puede ceder por gravedad, y el volumen del medio poroso.

S

Sólidos en suspensión: Sólidos insolubles, de naturaleza orgánica o inorgánica, suspendidos en el seno de la solución acuosa que pueden ser separados mediante técnicas físicas como la centrifugación, decantación o filtrado. Las aguas subterráneas generalmente tienen un contenido muy bajo de sólidos en suspensión.

Sondeo: Perforación de la superficie del terreno realizada con el objeto de extraer agua.

Sondeo surgente: Sondeo que corta un nivel acuífero cuya superficie piezométrica se encuentra sobre el nivel del terreno y por ello el agua brota sin necesidad de bombeo.

Suelo: Parte superior de la corteza terrestre que mantiene el desarrollo vegetal y que evoluciona gracias al efecto de los factores determinantes de la edafogénesis (clima, tiempo, actividad biológica, flujo del agua).

T

Tensiómetro: Dispositivo empleado para la medida de la tensión capilar o de succión de los materiales de la zona no saturada. Los modelos más empleados consisten en una cubeta, normalmente de cerámica porosa, llena de agua y conectada a un sistema de medición de la succión (manómetro).

Textura: Las partículas del suelo pueden clasificarse en diversas fracciones en función de su tamaño. La textura define la distribución de tamaños según alguno de los criterios normalmente aceptados. Los términos granulometría y textura pueden ser considerados como sinónimos. Existen numerosas clasificaciones texturales, en la tabla se recogen las más empleadas en estudios edafológicos.

Clasificaciones granulométricas de uso común en los estudios de suelos.

Denominación	Clase	Diámetro aparente (μm)
USDA	Arena muy gruesa	1000<D<2000
	Arena gruesa	500<D<1000
	Arena media	250<D<500
	Arena fina	100<D<250
	Arena muy fina	50<D<100
	Limo	2<D<50
	Arcilla	D<2
INTERNACIONAL	Arena gruesa	200<D<2000
	Arena fina	20<D<200
	Limo	2<D<20
	Arcilla	D<2
EUROPEA	Arena gruesa	600<D<2000
	Arena media	200<D<600
	Arena fina	60<D<200
	Limo grueso	20<D<60
	Limo medio	6<D<20
	Limo fino	2<D<6
	Arcilla gruesa	0,6<D<2
	Arcilla media	0,2<D<0,6
	Arcilla fina	D<0,2

De acuerdo con la clasificación textural, cada suelo recibirá una denominación según la

clase que mayormente condicione sus propiedades físicas y físico-químicas (y no necesariamente en base a la fracción dominante en porcentaje). Así se puede hablar de suelos limosos, arcillosos, arenosos o francos cuando la distribución textural está equilibrada.

Transpiración: Flujo de agua desde el interior del suelo a la atmósfera a través de los estomas de las plantas.

Tratamiento primario: El tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso físico y/o químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO₅ de las aguas de entrada se reduzca por lo menos en un 20% antes del vertido, y el total de sólidos en suspensión se reduzca al menos en un 50%.

Tratamiento secundario: Proceso que incluye un tratamiento biológico con sedimentación secundaria, en el que se alcanzan determinados parámetros mínimos de calidad: La DBO₅ a 20 °C (sin nitrificación) debe reducirse, al menos, entre un 70 y un 90 %. La DQO debe aminorarse más del 75%. Los sólidos en suspensión deben reducirse entre el 70 y el 90%.

Tratamiento suelo-acuífero: Aplicación controlada de agua residual sobre la superficie del terreno con el fin de alcanzar un determinado grado de depuración mediante el concurso de procesos físicos, químicos y biológicos al atravesar el agua la matriz del suelo, las raíces y la zona no saturada.

Z

Zona no saturada: Zona situada entre la superficie del agua (zona saturada) y la superficie del terreno, en la cual una parte de la porosidad del terreno se encuentra rellena de agua y otra parte de aire. También se le denomina zona vadosa o zona de aireación.

Zona saturada: Es la parte de la corteza terrestre cuyos poros y cavidades se encuentran llenos de agua con una presión superior a la atmosférica.

Zona vadosa: ver "Zona no saturada".

9 BIBLIOGRAFÍA

- Alexander M. (1961). *Introduction to soil microbiology*. New York: Wiley, 1961.
- Amy G., Wilson L.G., Conroy A., Chahbandour J., Zhai W. y Siddiqui M. (1993). Fate of chlorination by products and nitrogen species during effluent recharge and soil aquifer treatment (SAT). *Water Environmental Research*. 65(6):726-734.
- Ansola G. (2000). Aspectos ambientales en las nuevas Fuentes de suministro de agua. Caudales ecológicos y reutilización. *Química e Industria*. Febrero 2000.
- Arnold R.G., Quanrud D.D., Wilson G., Fox P., Alsmadi B., Amy G. y Debroux J. (1996). The fate of residual wastewater organics during soil-aquifer treatment. Paper presented at *Joint AWWA/WEF Water Reuse Conf.*, San Diego, California.
- Asano T. (Ed.) (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. United States of America. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Behnke J. (1969). Clogging in surface operations for artificial ground water recharge. *Water Resources Research*. 5:870-876.
- Bouwer E.J. y McCarty P.L. (1981). En: Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Bouwer E.J., McCarty P.L., Bouwer H. y Rice R.C. (1984). Organic contaminant behaviour during rapid infiltration in secondary wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project. *Water Research*. 18:463-472.
- Bouwer H. (1966). Issues in artificial recharge. *Water Science and Technology*. 33(10-11):381-390.
- Bouwer H. (1970). Ground water recharge design and renovating waste water. En: *Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of the Sanitary Engineering Division* 96 (SA1):59-74.
- Bouwer H. (1974). Design and operation of land treatment systems for minimum contamination of ground water. *Ground Water* 12(3):140-147.
- Bouwer H. (1978). *Groundwater Hydrology*. McGraw-Hill. Nueva York.
- Bouwer H. Renovation of wastewater with rapid-infiltration land treatment systems. En: Asano T. (Ed.) (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Bouwer H. (1991). Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Science and Technology*. 24:295-302.
- Bouwer H. (1996). Issues in artificial recharge. *Water Science and Technology*. 33(10-11):381-390.
- Bouwer H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrologic Journal*. 10:121-142.
- Bouwer H., Back J.T. y Oliver J.M. (1999). Predicting infiltration and ground-water mounds for artificial recharge. *Journal of Hydrologic Engineering*. 4(4):350-357.
- Bouwer H y Chaney R.L. (1974). Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*. Vol.26. San Francisco, C.A: Academic Press.
- Bouwer H., Lance J.C. y Riggs M.S. (1974)b. High-rate land treatment: II Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows Project. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 46(5): 844-859.
- Bouwer H., Rice R.C. y Escarcega E.D. (1974)a. High-rate land treatment: I Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 46(5): 835-843.
- Bouwer H., Rice R.C., Lance J.C. y Gilbert R.G. (1980). Rapid-infiltration research at Flushing Meadows Project, Arizona. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52(10): 2457-2470.

- Bouwer H y Rice R.C. (1984). Renovation of wastewater at the 23rd Avenue rapid infiltration project. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 56(1):76-83.
- Brady N.C. (1974). *The Nature and Properties of Soil*. 8th Edición. MacMillan Publishing Co., Nueva York.
- Brissaud F. y Lesavre J.(1993). Infiltration percolation in France: 10 years experience. *Water Science and Technology*. 28(10): 73-81.
- Brissaud F., Salgot M., Bancolé A., Campos C. y Folch M. (1999). Residence time distribution and desinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Water Science and Technology*. 40(4-5):215-222.
- Carlson R., Linstedt K., Bennett E. y Hartman R. (1982). Rapid infiltration treatment of primary and secondary effluents. *Journal WPCF* 54 (3): 270-280.
- Castillo G, Mena M.P, Dibarrart F. y Honeyman G. (2001). Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation. *Water Science and Technology*. 43(12):187-190.
- Chipello P.L., Kopchynski T., Arnold R.G., Wilson L.G. y Quandur D.M. (1996). Nitrogen removal during simulation of soil aquifer treatment. Paper presented at *Joint AWWA/WEF Water Reuse Conf.*, San Diego, California.
- Conesa V. (1997). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Mundi-Prensa. 412p. Madrid.
- Cortés (1985) en Asano T. (Ed.) (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. United States of America. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Crites RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- DeVries J. (1972). Soil filtration of wastewater effluent and the mechanism of pore clogging. *Journal Water Pollution Control Federation*. 44:1047-1057.
- Directiva 91/271/CEE sobre Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas.
- Dornbush J.N. (1981). En Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Drewes J.E. y Fox P. (1999). Behaviour and characterization of residual organic compounds in wastewater used for indirect potable reuse. *Water Science and Technology*. 40(4-5):391-398.
- Drewes J.E. y Fox P. (2000). Effect of drinking water sources on reclaimed water quality in water reuse systems. *Water Environment Research*. 72(3):353-362.
- Drewes J.E. y Fox P. (2001). Source water impact model (SWIM)- a watershed guided approach as a new planning tool for indirect potable water reuse. *Water Science and Technology*. 43(10):267-275.
- Enfield C.G. y Bledsoe B.E. (1975). En Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Enfield C.G., Phan T., Walters D.M. y Ellis R. Jr. (1981). En Bouwer, H. Renovation of wastewater with rapid-infiltration land treatment systems. En: Asano T. (Ed.)(1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Enfield C.G. (1981). En Asano T. (Ed.) (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. United States of America. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- FAO. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. *FAO irrigation and drainage paper*. 47. ISBN 92-5-103135-5
- Fernández Jurado, M.A.; Moreno Merino, L.; Calaforra, J.M. (2001). *Aspectos ambientales de la eliminación de aguas residuales urbanas de pequeños núcleos de población mediante infiltración directa sobre el terreno*. V Simposio sobre el agua en Andalucía. Almería. ISBN: 84-8249-459-8. Depósito legal: AL-209-2001.
- Foreman T.L. et al. (1993). Result of a 1-year rapid infiltration / extraction (RIX) demonstration project for tertiary filtration. *Proc. Water Environ. Fed. 66th Annu. Conf. And Expos.*, Anaheim, CA, 9, 21.

- Fox P, Narayanaswamy K, Genz A y Drewes JA (2001). Water quality transformations during soil aquifer treatment at the Mesa Northwest water reclamation plant, USA. *Water Science and Technology*. 43(10):343-350.
- Gilmour C.M., Broadbent F.E. y Beck S.M. (1978). En Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Gómez Orea D. (1999). *Evaluación del impacto ambiental*. Mundi-Prensa. 701p. Madrid.
- Gómez M.A., González L. y Hontoria E. (2000). *Journal of Hazardous Materials* B80: 69-80.
- Guenzi W.D. y Beard W.E. (1974). En Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Guessab M., Bize J., Schwartzbrod J., Maul A., Morlot M., Nivault N. y Schwartzbrod L. (1993). Waste-water treatment by infiltration percolation on sand: Result in Ben Sergao, Morocco. *Water Science and Technology* 27(9):91-95.
- Guilloteau J.A., Lienard A., Vachon A. y Lesavre J. (1993). Wastewater treatment by infiltration basins. Case study: Saint Symphorien de Lay, France. *Water Science and Technology* 27(9):97-104.
- Hill D.E. y Frinck C.R. (1980). Septic system longevity increased by improved design. Connecticut Agr. Exp. Station Bull. 747.
- Houston S.L., Duryea P.D. y Hong R. (1999). Infiltration considerations for ground-water recharge with waste effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 125(5):264-272.
- Isdo S.B., Reginato R.J., Jackson R.D., Kimball B.A. y Nakayama F.S. (1974) "The three stages of drying of a field soil." In: *Proceedings of Soil Sci. Soc. Am.* 38(5): 831-837.
- ITGE y Diputación Provincial de Granada. (1993). *Plan director de depuración de aguas residuales urbanas de la provincia de Granada. Documento de síntesis*. ITGE y Diputación de Granada Ed. 83p. Granada.
- ITGE. (1999). *Recarga artificial de acuíferos: evaluación, análisis y seguimiento de condicionantes técnicos y económicos. Sistema de tratamiento de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno, experiencia en Dehesas de Guadix (Granada)*. Informe interno. (CICYT, proyecto REM 20001039 HID)
- Jenssen P.D. y Siegrist R.L. (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. *Water Science and Technology* 22(3/4): 83-92.
- Kanarek A., Aharoni A. y Michail M. (1993). Municipal wastewater reuse via soil aquifer treatment for non-potable purposes. *Water Science and Technology* 27 (7-8): 53-61.
- Kanarek A. y Michail M. (1996). Groundwater recharge with municipal effluent: Dan region reclamation project, Israel. *Water Science and Technology*. 34(11):227-233.
- Kopchynski T., Fox P., Alsmadi B. y Berner M. (1996). The effects of soil type and effluent pre-treatment on soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 34(11):235-242.
- Kruzic A.P. (1997). Natural treatment and on-site processes. *Water Environment Research*. 69(4): 522-526.
- Lance J.C., Gerba C.P. y Melnick J.L. (1976). Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and Environmental Microbiology*. 32:520-526.
- Lance J.C., Rice R.C. y Gilbert R.G. (1980). Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52(2):381-387.
- Leach L.E. y Enfield C.G. (1983). Nitrogen control in domestic wastewater rapid infiltration systems. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 55(9): 1150-1157.
- Ley 7/1985 de 2 de abril de Bases de Régimen Local.
- López Geta, J.A.; Moreno Merino, L.; Murillo Díaz, J.M.; Rubio Campos, J.C.; Gómez López, J.A. (2000). *La depuración y reutilización de las aguas residuales. Empleo del terreno como almacén y depurador*. Ibérica. Nº 430. Mayo 2000. p.p. 261-266. ISSN 0211-0776
- Mantecón Gómez R, Martín Machuca M y Can-

- tos Robles R. (1991). Depuración de aguas residuales de origen urbano mediante técnicas de infiltración rápida en el suelo. *III Simposio del Agua en Andalucía. vol. II. 391-401*. Córdoba 1991.
- Martel C.J. (1988). New approach for sizing rapid infiltration systems. *Journal of Environmental Engineering*. 14(Febrero):211-215.
- McCarty P.L., Reinhard M. y Rittman B.E. (1981). Trace organics in groundwater. *Environmental Science and Technology*. 15:40-51.
- McCarty P.L., Rittman B.E. y Reinhard M. (1980). En: Asano, T. y Roberts P.V. (Eds). *Proceedings of the symposium on wastewaters reuse for groundwater recharge*. Sacramento, CA: California State Water Resources Control Board. P.93.
- McNabb J.F., Smith B.H. y Wilson J.T. (1981). En: Crites, RW. Micropollutant removal in rapid infiltration. En: Asano T. (Ed), (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. USA. p.767. ISBN: 0-250-40549-0.
- Metcalf y Heddy (1998). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª Ed. 1485 p. McGraw-Hill. ISBN 84-481-1607-0.
- Moreno Merino, L.; López Geta, J.A.; Rubio Campos, J.C.; Murillo Díaz, J.M. (2000). *El terreno como depurador natural y almacén estratégico en la reutilización de aguas residuales urbanas*. Tecnambiente. Año X. Nº 98-99. P.p. 61-66. ISSN 1133-4665
- Moreno Merino, L.; Liquiñano Garrido, M^oC.; Rubio Campos, J.C.; Murillo Díaz, J.M.; *Eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea*. (2001). Boletín Geológico y Minero. Vol. 111-5, 47-62. ISSN 0366-0176.
- Moreno Merino, L; Fernandez Jurado, M^o A.; Calaforra Chordi, J.M.; (2001). *La infiltración directa sobre el terreno, una alternativa de reducido impacto ambiental* . pp 52-58. Hidropress. Nº 32. ISSN. 1136-6095 Madrid.
- Moreno Merino, L., Fernández Jurado, M^o A., Rubio Campos, J.C., Murillo Díaz, J.M., Calaforra Chordi, J.M., Gómez López, J.A. (2001). *Descripción de un modelo experimental a escala real para la investigación de la técnica de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno*. Publicaciones del VII Simposio de Hidrogeología. Murcia. NIPO: 405-01-003-8. Depósito legal: M-22344-2001
- Moreno Merino, L; Gómez López, J.A.; Murillo Díaz, J.M.; (2002). *Depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. El modelo experimental de Dehesas de Guadix (Granada)*. Ingeniería Civil. Nº 125. (51-60).
- Moreno Merino, L.; Murillo Díaz, J.M.; De la Orden Gómez, J.A.; López Geta, J.A.; Rubio Campos, J.C.; Fernández Jurado, M.A.; Calaforra Chordi, J.M. (2002). *Application of soil as natural purification system for urban wastewater in small towns*. Book of abstracts. International conference. Small wastewater technologies and management for the mediterranean area. Sevilla 2002. 114.
- Moreno Merino, L.; Murillo Díaz, J.M.; Rubio Campos, J.C.; De la Orden Gómez, J.A.(2002). *Evolution of the physical-chemical characteristics of a filter bed in a urban wastewater elimination system using direct infiltration through the soil*. (2223-2234). Proceedings of the third international congress man and soil at the third millenium. Geoforma ediciones. Logroño. ISBN 84-87779-47-6.
- Mottier V. (1993). Infiltration euration des eaux usées par le sol et le sous-sol et réutilisation par recharge de nappe. Synthèse du suivi de l'épuration. Medspa-90-1-E/15/E/01. 54 pp
- Murillo Diaz, J.M.; Moreno Merino, L. (2001). *Tratamiento de aguas residuales mediante Geodepuración. Estratos*. Nº 61. p.p.36-39 Madrid. DL 7 411-1986
- Murillo Díaz, J.M.; Moreno Merino, L; (2001). *El suelo como elemento depurador de las aguas residuales. La tecnica de la geodepuración*. Retema. Medio Ambiente. Nº 84. ISSN 1130-9881. Madrid.
- Murillo et al (1999). Recarga Artificial de Acuíferos. 157 p.p.
- Muskai L., Raucher D., Magaritz M., Ronen D. y Amiel A.J. (1993). Unsaturated zone and ground-water contamination by organic pollutants in a sewage-effluent-irrigated site. *Ground Water* 31:556-565.

- Nema P., Ojha C.S.P., Kumar A. y Khanna P. (2001). Techno-economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent at Ahmedabad, India. *Water Science and Technology*. 35(9):2179-2190.
- Nieto P. y Alamy Z. (1994). Depuración natural de aguas residuales brutas mediante su infiltración controlada. Una experiencia en marcha. Parte I. Desarrollo del proyecto. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-1. pp:102-109.
- Nieto P., Brissaud F. y Mottier V. (1994). Depuración de ARU mediante infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-3. pp:272-277.
- Nieto P. (1986). La infiltración controlada de las aguas residuales urbanas brutas en las zonas costeras. *Ingeniería Civil*. Nº 101. pp: 13-20.
- Ortiz N.V., Zachmann D.W., McWhorter D.B. y Sunada D.K. (1979) Effects of in-transit water on groundwater mounds beneath circular and rectangular recharge areas. *Water Resources Research* 15 pp:577-582.
- Pizarro D. y Soca N. (2000). Medidas preventivas y correctoras en proyectos de estaciones depuradoras de aguas residuales. *Tecno-Ambiente*. 102:29-32.
- Plews G.D. y DeWelle F. (1985). Performance evaluation of 369 larger on-site systems. Proc. Fourth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Treatment. *Am. Soc. Agr. Engr.* ASAE Publ. 7-85: 372-381.
- Pound C.E., Crites R.W. y Olson J.V. (1978). *Long term effects of land application of domestic wastewater: Holister, California, rapid infiltration site*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/2-78-084.
- Powelson D.K. y Gerba C.P. (1994). Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow through soil columns. *Water Research*. 28:2175-2181.
- Quanrud D.M., Arnold R.G., Wilson L.G. y Conklin M.H. (1996). Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 33(10-11):491-431.
- Ramos A.F., Pérez J.L., Cardenete J., Menéndez A. y Hontoria E. (2002). Peat filters vs. Sand filters in the treatment of urban wastewater. *Small wastewater technologies and management for the mediterranean area*. International conference. Seville.
- Rav-Acha C., Duchovni I., Kanarek A., Izakson N. y Rebhun M. (1996). Retardation factors and breakthrough times organic micropollutants in groundwater recharged with effluents. *Water Science and Technology*. 33(10-11):391.
- Real Decreto-Ley 11/1995 de 28 de diciembre por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas.
- Reed S.C. y Cries R.W. (1984). *Handbook of Land Treatment Systems for Industrial and Municipal Wastes*. Noyes Data Corp., Park Ridge, NJ.
- Reed S.C., Crites R.W. y Wallace A.T. (1985). Problems with rapid infiltration - a post mortem analysis. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 57(8):854-858.
- Repley D.P. y Saleem Z.A. (1973). Clogging in simulated glacial aquifers due to artificial recharge. *Water Resources Research*. 9:1047-1057.
- Resolución de la Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda de 28 de abril de 1995, BOE 12/5/95
- Rice R.C. (1974). Soil clogging during infiltration of secondary effluent. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 46:708-716.
- Rice R.C. y Bouwer H. (1984). Soil-aquifer treatment using primary effluent. *Journal Water Pollution Control Federation*. 56:84-88.
- Sakthivadivel R. y Irmay S. (1966). *A review of filtration theories*. Pub HEL-15-41, Hydraulic Engineering Laboratory, University of California, Berkeley (1966).
- Salgot M., Brissaud F. y Folch M. (1992). Los métodos de depuración de aguas residuales utilizando el suelo. *Circular Farmacéutica* 315: 175-182.
- Schaub S. A. y Sorber C.A. (1977). Virus and bacteria removal from wastewater by rapid infiltration through soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 33(3): 609-619.
- Soliman M.M. et al. (1995). Recharging of contaminated aquifer with reclaimed sewage

- water. *Environ. Geology*. 25:211.
- Sumner D.M., Rolston D.E. y Bradner L.A. (1998). Nutrient transport and transformation beneath an infiltration basin. *Water Environment Research*. 70(5):997-1004.
- Tang Z., Li G, Mays L.W. y Fox P. (1996). Development of methodology for the optimal operation of soil aquifer systems. *Water Science and Technology*. 33(10-11):433-442.
- Tanik A. y Çomakoglu B. (1996). Nutrient removal from domestic wastewater by rapid infiltration systems. *Journal of Arid Environments*. 34:379-390.
- Terzaghi K. y Peck R.B. (1964). *Soil Mechanics in Engineering Practice*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Tovey, R. Y Pair, C.H. (1963). A method for measuring water intake rate into soil for sprinkler design. En: Proceedings of the sprinkler irrigation association. Open technical conference. 109-118.
- USEPA (1981). "Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater" U.S. Environmental Protection Agency, U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Department of Interior, U.S. Department of Agriculture, EPA 625/1-81-013 (Octubre 1981).
- USEPA (1984). *Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow*. U.S. Environmental Protection Agency, (Octubre, 1984).
- Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E. y Figueroa L. (2001). Hydraulic and purification behaviours and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*. 35(4):953-964.
- Viswanathan N.M., Senafy M.N., Rashid T., Al-Awadi E. y Al-Fahad K. (1999). Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*. 40(7):159-163.
- Warketin, B.P. (1980). Clay soil structure related to soil management. Arg. Exp. St. Publ. 5613. Oregon.
- White E.M. y Dornbush J.N. (1988). Soil changes caused by municipal wastewater applications in eastern south Dakota. *Water Resources Bulletin*. 24(2):269-273.
- WHO. (1985). Health hazards from nitrates in drinking waer. *Report on WHO meeting of Copenhagen*.
- Wilson L.G., Amy G.L., Gerba C.P., Gordon H., Johnson B. y Miller J. (1995). Water quality changes during soil aquifer treatment of tertiary effluent. *Water Environment Research*. 67(3):371-376.
- WPCF. (1990). *Natural systems for wastewater treatment*. Manual of practice. Water Pollution Control Federation. Imperial Printing, St Josep, Mich. (USA). ISBN: 0-9432-44-31-5. p. 270.
- Yamaguchi T, Moldrup P, Rolston D.E., Ito S. y Teranishi S. (1996). Nitrification in porous media during rapid, unsaturated water flow. *Water Research*. 30(3):531-540.

AUTORES

- Luis Moreno Merino: *Doctor en Farmacia. Investigador titular de OPI del Ministerio de Ciencia y Tecnología.*
- M^a Angeles Fernandez Jurado: *Licenciada en Ciencias Ambientales. Becaria de Investigación del Instituto Geológico y Minero de España.*
- Juan Carlos Rubio Campos: *Doctor en Ciencias Geológicas. Investigador Titular de OPI del Ministerio de Ciencia y Tecnología. Jefe de la oficina de proyectos del IGME en Granada.*
- José María Calaforra Chordi: *Doctor en Ciencias Geológicas. Profesor Titular del Departamento de Hidrogeología y Química Analítica de la Universidad de Almería.*
- Juan Antonio López Geta: *Ingeniero de Minas. Director de Hidrogeología y Aguas Subterráneas del IGME. Profesor "Ad Honorem" en la Universidad Politécnica de Madrid.*
- Jesús Beas Torroba: *Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Director de Área de Obras y Servicios de la Diputación Provincial de Granada.*
- Gemma Alcaín Martínez: *Licenciada en Ciencias Geológicas. Jefe de Sección de Medio Ambiente. Diputación Provincial de Granada.*
- José Manuel Murillo Díaz: *Ingeniero de Minas. Jefe de Servicio. Dirección de Hidrogeología y Aguas Subterráneas del IGME.*
- José Antonio Gómez López: *Ingeniero Técnico de Minas. Dirección de Hidrogeología y Aguas Subterráneas del IGME.*