

**Desarrollo de un modelo
experimental a escala real para el
estudio del impacto sobre el suelo y el
agua subterránea de la eliminación de
aguas residuales urbanas mediante
infiltración directa en el terreno**

Junio 2005



MINISTERIO
DE EDUCACIÓN
Y CIENCIA



Instituto Geológico
y Minero de España



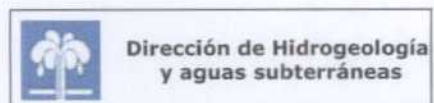
INFORME	Identificación: H1-003-05
	Fecha: 30-06-2005
TÍTULO Informe de resultados del modelo experimental a escala real de Dehesas de Guadix para el estudio del impacto sobre el suelo y el agua subterránea de la eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa en el terreno.	
PROYECTO Desarrollo de un modelo experimental a escala real para el estudio del impacto sobre el suelo y el agua subterránea de la eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa en el terreno.	
RESUMEN La Infiltración Directa sobre el Terreno (IDT) es una técnica de depuración de aguas residuales urbanas eficaz y abordable económicamente por pequeñas poblaciones que no están capacitadas para disponer de depuradoras convencionales. Sin embargo su viabilidad en terrenos de permeabilidad reducida y bajo condiciones climáticas de aridez no habían sido suficientemente investigadas. En este trabajo se demuestra la viabilidad tanto técnica como ambiental de la IDT en las condiciones citadas, mediante un modelo experimental a escala real, instalado en la población de Dehesas de Guadix (Granada) que ha funcionado durante más de cuatro años. Además se proponen indicadores y funciones de transformación específicas, que permiten una precisa evaluación ambiental de este tipo de instalaciones y su comparación con objeto de establecer la si presentan una seguridad ambiental suficiente.	
Revisión Nombre: Luis Moreno Merino Unidad: Hidrogeología y Aguas Subterráneas Fecha: 30-06-2005	Autores: M ^a Angeles Fernández Jurado Luis Moreno Merino Responsable: Luis Moreno Merino

**DESARROLLO DE UN MODELO EXPERIMENTAL A ESCALA REAL
PARA EL ESTUDIO DEL IMPACTO SOBRE EL SUELO Y EL AGUA
SUBTERRÁNEA DE LA ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES
URBANAS MEDIANTE INFILTRACIÓN DIRECTA EN EL TERRENO**



AÑO: 2005

M^a de los Angeles Fernández Jurado
Luis Moreno Merino



DESARROLLO DE UN MODELO EXPERIMENTAL A ESCALA REAL PARA EL ESTUDIO DEL IMPACTO SOBRE EL SUELO Y EL AGUA SUBTERRÁNEA DE LA ELIMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE INFILTRACIÓN DIRECTA EN EL TERRENO

ÍNDICE

1.- Introducción. La depuración de aguas residuales urbanas	3
1.1.- El problema de la depuración de las aguas residuales urbanas en pequeños núcleos de población en España	4
1.2.- Sistemas naturales de depuración	5
1.3.- La infiltración directa sobre el terreno	9
1.4.- Objetivos de un sistema de IDT y niveles de depuración esperables	11
1.5.- Criterios de idoneidad de la IDT	12
2.- Objetivos del proyecto	17
3.- Caracterización de la zona de trabajo	21
3.1.- Situación geográfica y caracterización ecológico ambiental	21
3.2.- Caracterización geológica e hidrogeológica	23
3.3.- Caracterización climática	27
4.- Sistema de control del suelo, el agua y la solución del suelo	41
4.1.- Control del agua subterráneas	41
4.2.- Consideraciones constructivas y de acondicionamiento de los sondeos piezométricos	43
4.3.- Control de la solución del suelo	44
4.4.- Control del lecho filtrante	47
4.5.- Control de los microorganismos en el agua residual, en la subterránea y en la solución del suelo	51
4.6.- Control del agua residual urbana	51
4.7.- Control de la deposición atmosférica y del agua del río	52
5.- Resultados analíticos	
5.1.- Caracterización del agua subterránea	57
5.2.- Evolución temporal del agua subterránea	61
5.3.- Caracterización y evolución de la composición química del agua del río Guadahortuna	73
5.4.- Estudio del aporte atmosférico: lluvia y deposición seca	81
5.5.- Caracterización química y evolución temporal de las aguas residuales urbanas de Dehesas de Guadix	86
5.6.- Evolución del agua residual urbana en las balsas de decantación y almacén	89
5.7.- Aptitud agrícola del agua residual urbana e índices de correlación en las balsas de tratamiento	100

5.8.- Caracterización y evolución temporal de la composición de la solución del suelo obtenida de las cápsulas de succión	105
5.9.- Caracterización y evolución fisico-química del lecho filtrante	114
5.10.- Aspectos microbiológicos	126
5.11.- Balance de agua y solutos	128
6.- Aspectos ambientales	141
6.1- Introducción y objetivos del capítulo	141
6.2.- Caracterización de la IDT desde el punto de vista de las acciones que presentan riesgo de producir impacto	142
6.3.- Concepto de vulnerabilidad ambiental y propuesta de indicadores de vulnerabilidad para un sistema de depuración mediante IDT	144
6.4.- Impacto ambiental e índices de impacto propuestos para sistemas de IDT	148
6.5.- Indicadores de impacto ambiental sobre el agua subterránea para sistemas de depuración mediante IDT	155
6.6.- indicadores de impacto ambiental sobre el suelo para sistemas de depuración mediante IDT	176
6.7.- Aplicación de los índices de impacto ambiental al caso de Dehesas de Guadix	195
6.8.- Conclusiones y recomendaciones	197
7.- Conclusiones	201
8.- Referencias bibliográficas	208
Anexo I	Experiencia en España y otros países en el empleo de la IDT.
Anexo II	Descripción de las instalaciones de Dehesas.
Anexo III (CD)	Analítica.
Anexo IV	Listado de las publicaciones relacionadas con el proyecto.
El CD contiene en formato PDF el presente informe	

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

1.- INTRODUCCIÓN. LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Hace unos veinte años, un científico norteamericano llamado Herman Bouwer (Bouwer *et al.* 1980) acuñó el término geodepuración (*geopurification*) para referirse al conjunto de procesos mediante los cuales los contaminantes presentes en el agua residual 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 Herodoto (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. 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, New York), o el proyecto de Flushing Meadows (Phoenix, Arizona) (Bouwer *et al.* 1980) 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" (Kanarek y Michail, 1996), 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. 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 gran interés por aplicar esta técnica natural de depuración. Francia y Suecia son los países 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 artificiales 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 y la reutilización, que el de depuración.

En los últimos años se han llevado a cabo nuevas experiencias en China, pero con una importante modificación en los sistemas, al introducir tuberías de ventilación del suelo, combinando zonas aerobias con anaerobias. Los rendimientos que están obteniendo son muy elevados, tanto en la eliminación de materia orgánica como en la de nitrógeno. (He Jiang Tao *et al.* 2002)

1.1.- EL PROBLEMA DE LA DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN PEQUEÑOS NÚCLEOS DE POBLACIÓN EN ESPAÑA

En España, las poblaciones pequeñas, de menos de 20.000 o 25.000 habitantes, pero muy especialmente las que cuentan sólo con algunos cientos o miles, se encuentran ante el 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 pequeños ayuntamientos ante la paradoja de estar obligados a depurar, pero sin dotarlos de los medios económicos ni técnicos necesarios para ello.

La instalación de sistemas tradicionales de depuración (lagunaje, fangos activados, lechos bacterianos) es económicamente inabordable para pequeñas poblaciones, y la tecnología blanda, fundamentalmente filtros verdes, tiene unos requerimientos de espacio disponible que en muchas 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 bajo rendimiento del filtro.

La solución para este problema, pasa por encontrar un sistema de eliminación de aguas residuales urbanas, que garantice una depuración suficiente y cuyo coste de instalación y mantenimiento, sean abordables por pequeños municipios de exiguo presupuesto. Está demostrado que el empleo en estas situaciones de tecnologías de depuración de características sofisticadas, cuya construcción exige grandes inversiones económicas, conduce al abandono de las instalaciones en el instante en el que se producen los primeros problemas técnicos. No hay que olvidar que este tipo de instalaciones consumen energía y productos químicos que encarecen sensiblemente su mantenimiento y además, estos últimos suponen una carga contaminante extra, añadida al agua residual.

Así pues, resulta evidente que los pequeños núcleos de población precisan de una tecnología de depuración de aguas residuales sostenible (Boutin, 1993; Kruzic, 1994) que, en la medida de lo posible, haga uso de la capacidad de depuración del medio natural. De hecho, el suelo 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 lecho filtrante sea la adecuada. Esto restringe en España la aplicación de la técnica a poblaciones de hasta unos cuatro o cinco mil habitantes.

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. Además, esta normativa indica 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 endurecimiento 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, estos sistemas aún están insuficientemente 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. Además presentan 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, el agua se depura en el propio medio receptor, que a la vez puede servir como sistema de almacenamiento y transporte del agua depurada.

1.2.- SISTEMAS NATURALES DE DEPURACIÓN

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, es llevada a cabo 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 naturales: *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. (Metcalf y Eddy, 1988)

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 que hace que estos sistemas sólo puedan ser empleados con éxito para determinado tipo de vertidos es que éstos 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: filtro verde, infiltración rápida, escorrentía superficial, lechos de turba y filtros 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.

Tabla 1.1. Características de diseño de los diferentes sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales urbanas.

	Técnica de aplicación	Carga hidráulica anual (m/año)	Superficie necesaria ^b (m ² /hab)	Pretratamiento mínimo necesario	Evacuación del agua residual aplicada	Necesidad de vegetación
Filtro verde	Aspersión o superficial ^a	1,70-6,0	10-90	Sedimentación primaria ^c . Desbaste	Evapotranspiración y precolación	Necesaria
Infiltración rápida	Superficial	6,0-100	1-22	Sedimentación primaria. Desbaste	Precolación principalmente	Opcional
Escorrentía superficial	Aspersión o superficial	7,3-56,7	10-44	Desbaste	Escorrentía superficial y evaporación con algo de precolación	Necesaria
Lechos de turba	Superficial		0,6-1	Desbaste a través de filtros autolimpiables	Drenaje en la base del sistema	No necesaria
Filtros de arena		14,5-73				No necesaria
Lagunajes	Superficial		6,5	Desbaste		No necesaria
Humedales	Aspersión o superficial	5,5-18		Sedimentación primaria. Desbaste	Evapotranspiración, precolación y escorrentía superficial	Necesaria
Cultivos acuáticos	Superficial	5,5-18		Sedimentación primaria. Desbaste	Algo de evapotranspiración	Necesaria
^a Incluye riego por surcos o 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.						
Fuente: Moreno et al. (2002 d)						

Por otro lado, 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 y 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. Los 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. En las tablas 1.1 y 1.2 se compararan las características, tanto de ubicación como de diseño, de los diferentes sistemas naturales de tratamiento mencionados anteriormente.

Tabla 1.2 Características de ubicación de los sistemas de tratamiento naturales de aguas residuales urbanas.

	Limitaciones climáticas	Profundidad hasta el nivel freático	Pendiente	Permeabilidad del suelo
Filtro verde	Suele ser necesario disponer de instalaciones de almacenamiento durante las lluvias y en tiempo frío.	0,6-0,9 m (mínimo)	Inferior al 15% en terrenos cultivados e inferior al 40% en terrenos no cultivados.	De moderadamente baja a moderadamente alta
Infiltración rápida	Ninguna (posibles modificaciones en la exploración en condiciones de tiempo frío)	3 m* (en los casos en que exista drenaje se pueden adoptar profundidades menores)	No es un factor crítico; las pendientes demasiado pronunciadas obligan a grandes movimientos de tierras	Alta (arenas, arenas margosas)
Escorrentía superficial	Suele ser necesario disponer de instalaciones de almacenamiento durante las lluvias y en tiempo frío	No crítica	Pendientes del 1-8%, máximo 15%	Baja (arcillas, limos y suelos con barreras impermeables)
Lechos de turba	Ninguna (se puede utilizar incluso en climas muy fríos)			Baja, de lo contrario hay que recurrir a la impermeabilización
Lagunajes	Dificultad de adaptación a los cambios climáticos (las variaciones de temperatura pueden obligar a hacer mas profundos los estanques)	No crítica	Normalmente inferior al 5%	Baja a moderada
Humedales	En clima frío puede ser necesario almacenar el agua.	No crítica	Normalmente inferior al 5%	Baja a moderada
Cultivos acuáticos	En clima frío puede ser necesario almacenar el agua. La posibilidad de utilización de las plantas está directamente relacionada con el clima.	No crítica	Normalmente inferior al 5%	Baja a moderada
* Este valor realmente es pequeño y además la profundidad hasta el nivel freático debería estar relacionada con el tipo de material, dado que será el responsable de que el agua se infiltre más o menos rápido y en mayor o menor cantidad.				
Fuente: Moreno et al. (2002 d)				

La tabla 1.3 permite comparar los rendimientos que se consiguen en los distintos sistemas a través de los porcentajes de reducción de los parámetros de control de contaminación más característicos de las aguas residuales.

El filtro verde y la infiltración rápida son los sistemas que alcanzan los rendimientos más altos, y los mas bajos los sistemas de lagunaje.

En cuanto al rendimiento en la eliminación de nutrientes (fósforo y nitrógeno) destacan de nuevo el filtro verde para ambos nutrientes y la infiltración rápida, sin necesidad de recurrir a modificaciones en el sistema de depuración o a la mejora 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 rápida teniendo en consideración las puntas estacionales de producción de agua residual. El mayor problema puede darse en algunas zonas turísticas, en las que las variaciones de población son extraordinariamente grandes.

Tabla 1.3. Comparación en el rendimiento de los sistemas naturales de depuración de aguas residuales urbanas.

SISTEMA DE TRATAMIENTO	RENDIMIENTOS (%)					PRODUCCIÓN DE FANGOS	RECOGIDA DE FANGOS
	DBO ₅	DQO	SS	P _{Total}	N _{Total}		
Filtro Verde	90-95	90-95	95-99	80-90	85-90	Reducida*	No
Infiltración Rápida	86-98	70-80	90-95	29-99	10-93	Reducida*	> 6 meses
Escorrentía Superficial	90-95	60-70	70-80	20-30	45-50	Reducida*	No
Lechos de turba	80-85	75-80	85-90	10-20	30-40	0,5-1	> 1 año
Lagunas Anaerobias	50-55	45-50	50-56	0-5	0-15	Reducida	3-4 años
Lagunas Facultativas	60-80	55-75	0-70	0-30	30-60	Reducida	3-4 años
Humedales Artificiales	53-84	62-80	65-88	15-45	14-52	Reducida	

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.
 *En estos sistemas no se producen lodos, tan sólo se producen en el pretratamiento que se da al agua residual antes de someterla a cualquiera de estos tipos de depuración, que como mínimo consistirá en un desbaste, desarenado y desengrasado y una decantación.

Fuentes: Salas, (2000); EPA, (1984); ITGE, (1999).

La construcción de cualquier sistema de depuración de aguas residuales puede ocasionar pequeños problemas a la población cercana, debido a la producción de ruidos, olores, presencia de insectos y a la posibilidad de riesgos sanitarios. Los sistemas que, en general, menos impacto ocasionan, son los de lecho de turba. Por otra parte, los que causan más problemas indirectos a la población son los lagunajes debido, sobre todo, a los olores que producen y a la posible proliferación de insectos.

La depuración del agua residual mediante cualquiera de estos sistemas no produce fangos, lo que los produce es la decantación previa a la aplicación del agua. En poblaciones pequeñas, generalmente es suficiente con retirar los fangos una o dos veces al año. En el caso del lagunaje 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 incluir:

- 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).

1.3.- LA INFILTRACIÓN DIRECTA SOBRE EL TERRENO

Existen numerosos términos 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 (IDT)** (Moreno, 1999), en él quedan englobadas todas aquellas técnicas en las que el elemento depurador principal es el suelo natural y la parte superior de 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.

Los sistemas de **infiltración rápida (IR)** son aquellos en los que el agua, que ha recibido algún tipo de pretratamiento, se aplica de forma intermitente en balsas de infiltración, normalmente desprovistas de vegetación, en tasas generalmente mayores de 6 m/año (Metcalf y Eddy, 1998), depurándose al atravesar el lecho de la balsa y 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 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** (Rice y Bouwer, 1984), 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, se acuñó el término **geodepuración** (Bouwer, 1980) 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 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.

Una vez aclarados estos matices, se puede afirmar que la infiltración directa sobre el terreno (IDT), en la que se engloban todos los términos anteriores, es un método de tratamiento de aguas residuales urbanas basado en su aplicación sobre suelos relativamente permeables (las texturas más comunes son las arenosas o areno-limosas) en cantidades muy superiores a la tasa de evaporación de los mismos. De esta forma la mayoría del agua residual vertida (más del 80%) 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 y, en definitiva, su reincorporación al ciclo hidrológico.

La IDT es un método eficaz y de bajo coste cuya principal ventaja reside en que no precisa del 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 en otros países (aunque por lo pronto esto no sucede en España), 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 IDT 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 otros usos.

Aunque en muchos de estos sistemas, el agua residual es aplicada al suelo mediante balsas de infiltración, también pueden ser usados en zonas con pendientes inferiores al 5% (Metcalf y Eddy, 1998), 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. Sin embargo, este sistema 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 la aplicación del agua residual mediante aspersión es una técnica que debe ser evitada debido a los problemas técnicos y sanitarios que puede acarrear a causa de la formación de aerosoles cargados de bacterias patógenas.

La carga hidráulica que puede ser aplicada en sistemas de IDT es muy variable, de 6 a 100 m/año, dependiendo tanto de las características del suelo y 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 80-90% del agua aplicada pueda llegar al acuífero y quedar disponible para ser reutilizada posteriormente (Metcalf y Eddy, 1998).

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales mediante IDT son capaces de eliminar esencialmente todos los compuestos orgánicos biodegradables, los sólidos en suspensión y los organismos patógenos, incluyendo bacterias, virus, protozoos, helmintos y otros parásitos.

También pueden eliminar todo el fósforo así como 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 IDT es apta para riego y otros usos que no requieren agua potable (Rice y Bouwer, 1984; Kanarek *et al.* 1993; Muskai *et al.* 1993). 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 de IDT, es 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.

1.4.- OBJETIVOS DE UN SISTEMA DE IDT Y NIVELES DE DEPURACIÓN ESPERABLES

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.

En general, el comportamiento del suelo como filtro mecánico es muy bueno, aunque es necesario tener cuidado con la existencia de vías preferenciales de infiltración, generalmente grietas o fracturas, 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 mayor al 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 no suele ser superior al 50% aunque la variabilidad es grande, 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.

1.5.- CRITERIOS IDONEIDAD DE LA IDT

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

- a) **Razones económicas.** La IDT se encuentra entre las técnicas de depuración de aguas residuales urbanas económicamente menos gravosas (Bouwer, 1991; Nema *et al.* 2001) de todas las disponibles en la actualidad. Los gastos de mantenimiento son muy bajos en comparación con otros sistemas que requieren el empleo de aditivos químicos, un consumo importante de energía o un complicado mantenimiento de elementos mecánicos. De todas formas cada caso requiere un estudio particularizado.
- b) **Razones ambientales:** La IDT es segura desde un punto de vista ambiental siempre y cuando se cumplan las restricciones propias del método, entre las cuales se puede destacar:
 1. La naturaleza del vertido: debe ser totalmente biodegradable.
 2. Los materiales del lecho filtrante deben poseer una capacidad de filtrado mecánico y depuración suficientes. La permeabilidad debe ser mayor de 60 cm/día, el contenido en arcillas inferior al 10%, cuando estas están formadas por cualquier combinación de vermiculitas o montmorillonitas (EPA, 1984).
 3. El espesor de la zona no saturada ha de ser suficiente, superior a 3 metros (Metcalf y Eddy, 1998), para permitir la depuración total del agua (entendiendo como tal aquella que permite al agua alcanzar una calidad suficiente para el uso propuesto) antes de su llegada al nivel freático.
 4. Las instalaciones deben ser construidas donde se minimice el impacto sobre el medio natural y sobre la población. 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 habitantes, las instalaciones de IDT 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 conllevan en ocasiones, como la producción de olores, insectos y lodos, que pueden crear cierto rechazo social.

De forma resumida puede plantearse que la IDT 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 freático¹ sea mayor de 3 metros.
- No deben verse 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 IDT, para ello es imprescindible la realización de un conjunto de estudios previos que aportaran la información necesaria. Más adelante se aborda cuales son estos estudios previos y cual ha de ser la interpretación y consecuencia de los resultados que con ellos obtengamos.

¹ Con materiales tipo. Si existen grietas la longitud de las mismas tendrá que sumarse a la distancia recomendada hasta el nivel freático, por tanto sería más correcto hablar de tiempo de permanencia del agua en la zona no saturada que de longitud hasta el nivel freático. Este tiempo de permanencia deberá ser de al menos 60 días.

Capítulo 2

OBJETIVOS DEL PROYECTO

2. OBJETIVO DEL PROYECTO

La mayor parte de los trabajos de investigación en IDT han estado encaminados hacia la recarga de acuíferos o la eliminación de efluentes que han sufrido al menos un tratamiento secundario; en España la experiencia en este tipo de sistemas es aún mas escasa, reduciéndose a la experiencia de Mazagón (Nieto y Alamy, 1994; Nieto y Brissaud, 1994). En la actualidad, los sistemas de tratamiento más extendidos, utilizando el suelo como material filtrante, son los filtros verdes y los humedales artificiales.

El hecho de que la infiltración directa sobre el terreno sea un sistema poco utilizado se debe a dos factores limitantes que pueden ser decisivos:

- Este sistema requiere unas características del lecho filtrante (EPA, 1984) relativamente restrictivas:
 - a) Bajo contenido en arcillas.
 - b) Permeabilidad mayor de 60 cm/día.
 - c) Profundidad del nivel freático mayor de 3 metros.

Todo esto hace que *a priori* esta técnica sea considerada como poco adecuada en determinadas poblaciones que sin embargo obtendrían grandes beneficios de su aplicación.

- Por otro lado, la elevada capacidad de depuración que se exige para garantizar la calidad de las aguas subterráneas, hace que sólo pueda ser utilizada cuando los contaminantes del agua residual urbana son totalmente biodegradables, es decir, sin componentes industriales.

Ante estos antecedentes, se plantean como objetivos:

- a) Investigar la viabilidad de la infiltración directa sobre el terreno como método de depuración de aguas residuales urbanas brutas, en materiales de permeabilidad menor de 60 cm/día (materiales límite según la norma EPA, 1981). Este tipo de materiales podrían permitir una depuración aún más eficaz, y la posibilidad del empleo de esta técnica en muchos otros lugares.
- b) Cuantificar el impacto de la IDT sobre el suelo y el medio hídrico.
- c) Establecer indicadores que permitan determinar la viabilidad técnica y ambiental de la infiltración directa en el terreno en una zona determinada para la implantación de un sistema de estas características.
- d) Establecer criterios de análisis de la aptitud de los materiales que se pretende utilizar como lecho filtrante.
- e) Evaluar cuales son las técnicas y procedimientos más idóneos para el control de este tipo de procesos de depuración.

Capítulo 3

CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE TRABAJO

3.- CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE TRABAJO

3.1.- SITUACIÓN GEOGRÁFICA Y CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICO-AMBIENTAL

Las instalaciones de depuración se encuentran localizadas dentro del término municipal de Dehesas de Guadix, municipio situado en el sector septentrional de la provincia de Granada, en la comarca de los Montes Orientales, rodeado por las localidades de Alicún de Ortega, Villanueva de las Torres y Cuevas del Campo, y limitando al norte con la provincia de Jaén. Topográficamente, esta zona está enclavada en una llanura rodeada por formaciones montañosas como el Mencal, La Secreta, y la Sierra de Alicún de Ortega. La altura máxima del término municipal de Dehesas es de 1024 m s.n.m. y la mínima de 580 m s.n.m. El núcleo urbano se encuentra a una altitud media de 665 m.s.n.m., y posee elevaciones de entre 700 y 999 m s.n.m. En la figura 3.1 se muestra un plano de situación.

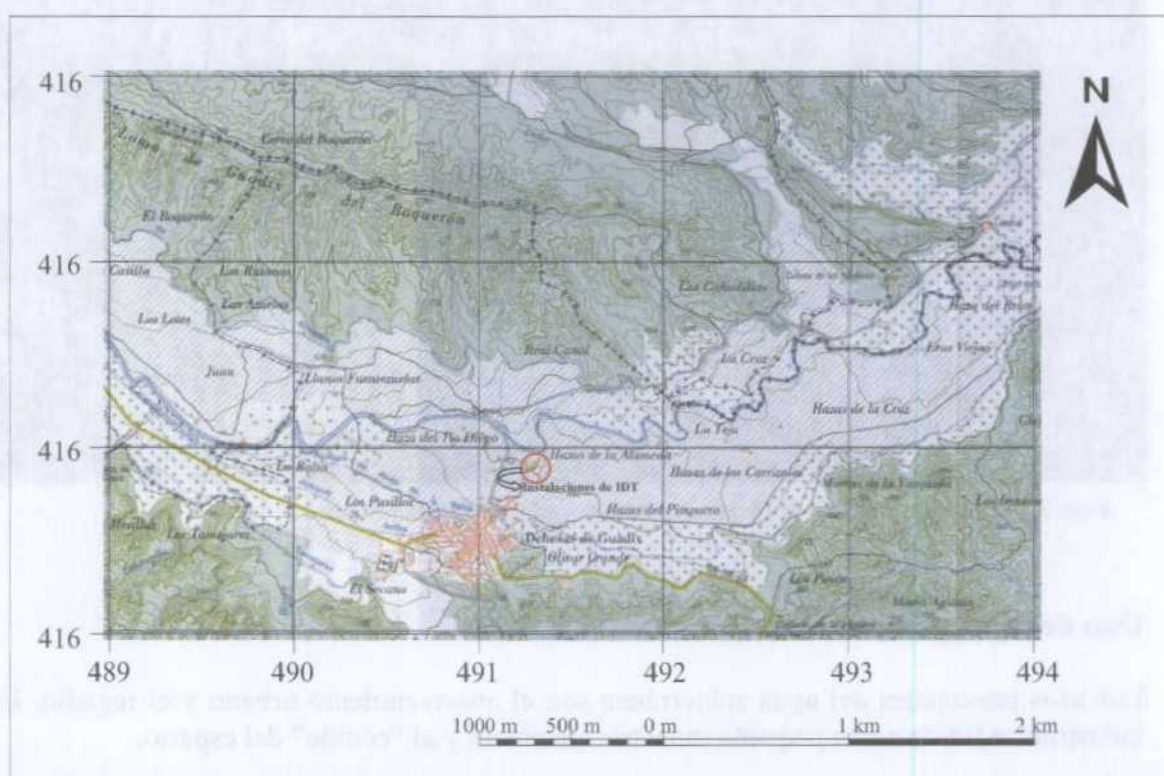


Figura 3.1 Plano de situación de detalle de Dehesas de Guadix y de las instalaciones de IDT.

Paisaje

El paisaje característico es de montaña media, plagado de lomas y barrancos, aunque no faltan los terrenos de una cierta llanura (el pueblo se localiza en una de ellas). Los parajes se caracterizan por una carencia casi total de vegetación. El paisaje dominante está caracterizado por un modelado acarcavado de tipo "bad-lands", sometido a una fuerte erosión. La incisión lineal, los espectaculares fenómenos de piping observables e incluso, los deslizamientos en masa, son los mecanismos que controlan el proceso de pérdida de suelo y el manifiesto proceso de erosión remontante de la red de cárcavas.

Desde un punto de vista mas local, el Proyecto LUCDEME (Lucha Contra la Desertificación del Mediterráneo) calificó esta zona como paisaje de valle que incluye dos tipos de relieve

claramente diferenciados (foto 3.1). El primero corresponde a las llanuras de inundación formadas por terrazas fluviales de diferente granulometría depositados por el río en sucesivas avenidas. Las zonas más externas del cauce reciben también aportes de materiales de las laderas próximas, se trata de pequeños piedemontes de carácter coluvial muy alterados por la actividad humana. La pendiente es algo mayor (2-6%), aunque por lo general se elimina mediante la construcción de terrazas para el cultivo.

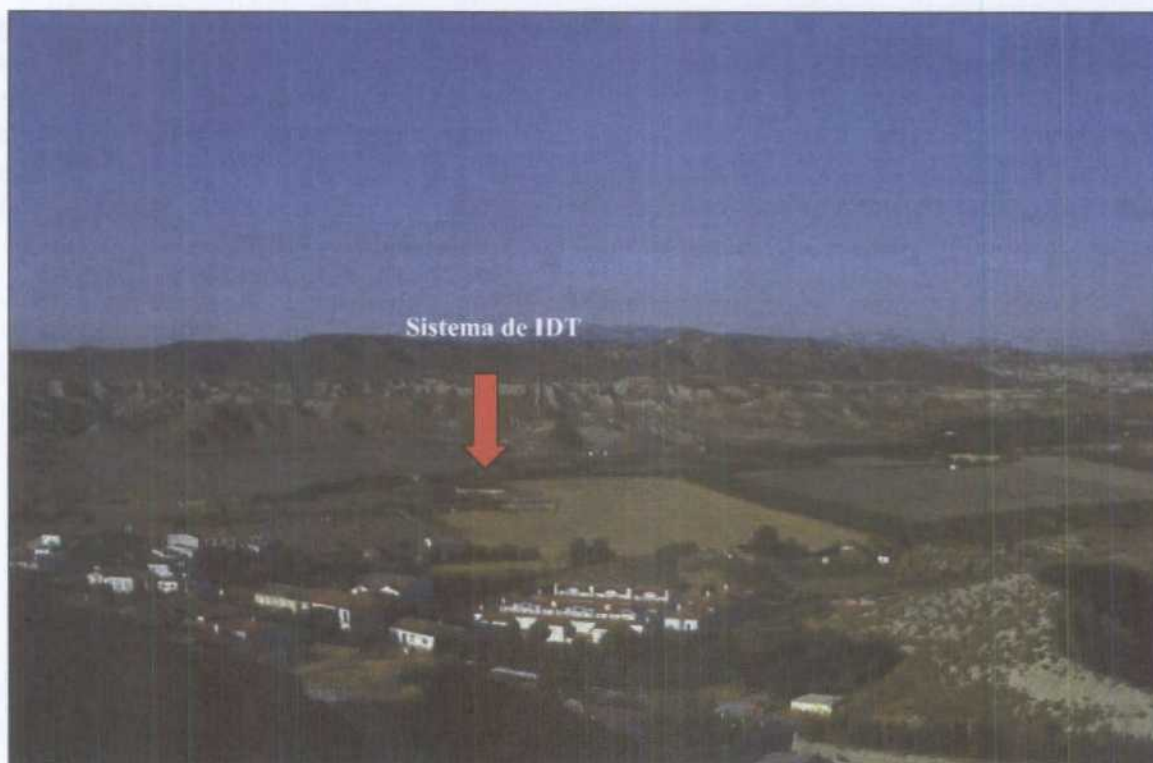


Foto 3.1 Paisaje de Dehesas de Guadix y vista general de las instalaciones.

Usos del agua y del suelo

Los usos principales del agua subterránea son el abastecimiento urbano y el regadío. El uso industrial se limita a una pequeña industria chacinera y al “cocido” del esparto.

El término municipal de Dehesas de Guadix ocupa un total de 6789 ha, la mayoría de su superficie es forestal (64,94%) y agrícola (33,80%). En menor proporción hay superficies de agua (0,82%) y construidas y alteradas (0,44%). Los cultivos de regadío más extendidos son la cebada (111 ha) y el olivar (800 ha), y de secano el garbanzo (93 ha) y el olivar (40 ha) (IEA, 2003).

La superficie de secano se divide en: labor intensiva (barbecho blanco) (503 ha), almendros (26 ha), olivar de aceituna para transformación (40 ha), pastizal/matorral sin arbolado (4517 ha), chopo (179 ha), pino carrasco (3 ha), mosaico de pino carrasco, labor intensiva, olivar y almendro (25 ha) e improductivo (495 ha). A lo largo del río Guadahortuna se extienden masas de chopos y cultivos herbáceos. Se trata de explotaciones con parcelas de pequeño tamaño en su mayor parte. La tendencia actual de estas zonas son las nuevas plantaciones de chopos con densidad de 2000 pies por hectárea. En el término de Dehesas de Guadix existen 192 ha de chopos en masas puras.

Los cultivos herbáceos son variados: trigo, cebada, maíz, remolacha, forrajeros, alfalfa y hortalizas dedicadas al consumo local y comarcal. Existe una gran extensión que se explota para la obtención de esparto, dado que el cocido del mismo es la única industria que, junto con dos chacinerías, existe en el municipio.

Fauna y vegetación

La fauna y la vegetación es la típica de ambientes semiáridos mediterráneos, sin especies significativas que supongan un tratamiento especial de sus poblaciones por estar protegidas o en peligro de extinción, a excepción de la tortuga mora (*Testudo graeca*).

Medio sociocultural

Aunque en el municipio existen yacimientos arqueológicos de la Edad del Bronce (Cultura del Argar), que sería el único elemento singular que podría verse afectado por la planta de depuración de aguas residuales, éstos se encuentran suficientemente alejados como para que la instalación no suponga problema alguno.

3.2 CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA E HIDROGEOLÓGICA

Encuadre geológico

La población de Dehesas de Guadix se enmarca dentro de la hoja MAGNA: 971 (21-39) Cuevas del Campo, ubicada en el sector septentrional de la Cuenca de Guadix. Los materiales representados en Dehesas pertenecen al relleno sedimentario de una de las cuencas interiores neógenas denominada Depresión de Guadix-Baza. El registro sedimentario presenta edades desde el Mioceno inferior hasta la actualidad. Los materiales que aparecen en Dehesas de Guadix están representados básicamente por (figura 3.2):

a) Materiales terciarios (Neógeno)

Mioceno:

Margas blancas y areniscas bioclásticas amarillas. Areniscas calcáreas bioclásticas; localmente conglomerados (Tortonense superior). Estos afloramientos se encuentran situados a ambos márgenes del río Guadahortuna, en el sector de Dehesas de Guadix y presentan una potencia aproximada de 200 m. Desde el punto de vista litológico están representados por margas grises ricas en organismos planctónicos con laminación horizontal y fuerte contaminación terrígena. En el interior de las margas aparecen estratos de areniscas y de calcarenitas bioclásticas rojas. El medio de depósitos de estos sedimentos se interpreta como de cuenca abierta con eventuales vertidos gravitacionales de materiales clásticos, procedentes de plataformas someras adyacentes. La edad de estos materiales es Tortonense superior.

Calcarenitas bioclásticas, conglomerados y arenas. (Tortonense superior). Esta formación se extiende en una estrecha y alargada banda que va desde Alicún de Ortega, hasta las proximidades de Villanueva de las Torres. Litológicamente hay varios conjuntos de litofacies diferentes, calizas y calcarenitas bioclásticas, conglomerados y arenas. Las calizas y calcarenitas son las facies dominantes; se

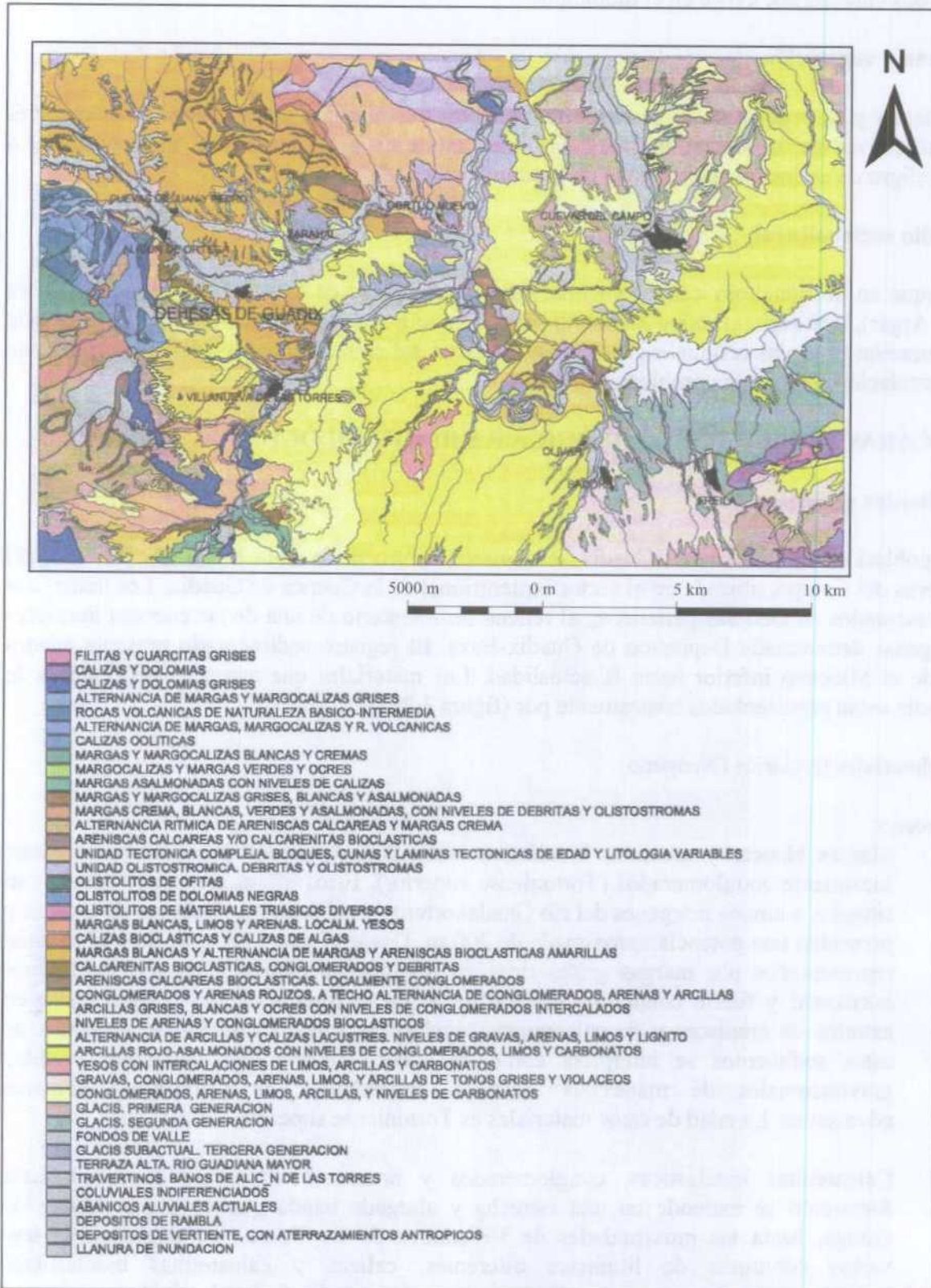


Figura 3.2.- Mapa geológico de la zona de Dehesas de Guadix. Fuente IGME, documento sin publicar.

presentan bien estratificadas y con laminaciones cruzadas de pequeña y gran escala. La edad de estos materiales corresponde al Tortoniense superior terminal.

Plioceno.

Arcillas grises, blancas y ocre con niveles de conglomerados. (Turolense- Plioceno). Tienen bastante entidad cartográfica: al este de Villanueva de las Torres, entre los ríos Fardes y Alicún. Las facies dominantes son principalmente arcillas, aunque presentan intercalaciones numerosas de lutitas. Las arcillas suelen presentar una cierta variabilidad de tamaño de grano y color.

b) Materiales cuaternarios (holoceno)

- Formaciones superficiales: gravas, arenas y limos. Fondos de valle. Estas formaciones están representadas por los materiales aluviales del río Guadiana Menor, Fardes y Guadahortuna. En el sector de Guadix estos materiales se sitúan sobre formaciones fluviales o fluviolacustres. La litología predominante está constituida por gravas, de tamaño medio-fino, arenas y arcillas. Estos materiales alcanzan los 1000–1500 m de anchura y hasta 40 m de potencia en un tramo de 6 km del río Guadahortuna aguas abajo de Alicún de Ortega. Estas formaciones constituyen antiguos cauces fluviales, producidos por la dinámica fluvial más reciente, y que han quedado colgados y preservados de la erosión. En este sector se han realizado sondeos para riego y abastecimiento de Alicún de Ortega y Dehesas de Guadix.

Encuadre hidrogeológico

La zona de trabajo está situada en el acuífero aluvial del río Guadahortuna (cuenca del Guadalquivir). La unidad hidrogeológica (UH 13 El Mencil) se sitúa en su totalidad en la provincia de Granada, entre las localidades Pedro Martínez y Alicún de Ortega. Ocupa una superficie de 63,9 km² de los que 42,5 km² son permeables. La red hidrográfica viene representada por los ríos Fardes, Gor y Guadahortuna.

Los materiales permeables del Lías (calizas y dolomías) del Subbético Medio, que son los que constituyen los acuíferos de la unidad, dan origen a las elevaciones montañosas de la zona. 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 barrera impermeable. Constituye un acuífero compuesto por pequeños afloramientos carbonatados dispersos, a los que hay que sumar por su interés hidrogeológico, los depósitos aluviales ligados a los cauces de los ríos, donde el más importante lo constituye el aluvial ligado al río Guadahortuna. En su conjunto los afloramientos carbonatados totalizan una superficie de 17 km² y el aluvial del río Guadahortuna 11 km².

La única recarga de las unidades carbonatadas se produce por infiltración del agua de lluvia, 2,17 hm³/año, (ITGE, 1999) aunque pueden existir aportaciones subterráneas en el sector de los Baños de Alicún. Para el aluvial de río Guadahortuna la alimentación se produce también a partir de infiltración del agua de lluvia, 0,55 hm³/año, a través de los aluviales de los ríos tributarios, aportes subterráneos desde el Cerro de Alicún, 0,09 hm³/año, por escorrentía superficial de la cuenca vertiente al aluvial, retornos del agua de riegos, e infiltración de aguas residuales procedentes de los núcleos de Alicún de Ortega y Dehesas de Guadix (0,76 hm³/año) (ITGE, 1999).

No existen surgencias en los bordes de los afloramientos carbonatados, produciéndose las descargas a través de los conglomerados, hasta surgir en manantiales con carácter termal en el sector oriental, junto al cauce del río Fardes, en Villanueva de las Torres (2,67 hm³/año). También se producen algunas salidas de poca entidad (0,1 hm³/año) por extracción en sondeos (ITGE, 1999).

Esta unidad, que está compuesta por pequeños afloramientos carbonatados aislados, y los aluviales de los ríos que la atraviesan, presentan fácies hidroquímica variable en sus diferentes puntos. Así en el aluvial del río Guadahortuna la fácies es sulfatada-bicarbonatada magnésico-sódica, en el Cerro de Alicún es sulfatada cálcico-sódica, en los Baños de Alicún, de carácter termal (34°C), sulfatada cálcico-magnésica y por último en el Mencal bicarbonatada magnésica con alto contenido en sulfatos. En general las aguas presentan una mineralización fuerte y elevada dureza, atribuible a la influencia de los materiales evaporíticos del substrato.

Excepto en los casos de salinidad elevada, (el tipo C3/S1 según las normas Riverside, sólo apta para regadíos resistentes a las sales) son aptas para uso urbano y para riego, como en el caso del área del Mencal donde se presentan tipos C2/S1, aptas para riego.

Dentro de la unidad hidrogeológica se asientan dos núcleos urbanos, Dehesas de Guadix y Villanueva de las Torres, que suman 2130 habitantes. Las aguas residuales generadas en ambas localidades alcanzan los 0,22 hm³/año que sin tratamiento previo en su mayoría, vierten a ríos y ramblas. A estas aguas residuales hay que agregar las correspondientes a Alicún de Ortega que suman 0,1 hm³/año, que vierten directamente al aluvial del río Guadahortuna, dando origen a un a foco de contaminación puntual.



Foto 3.2. Materiales aflorantes en la zona de estudio.

Contexto local

El acuífero aluvial del río Guadahortuna está constituido fundamentalmente por formaciones detríticas del Holoceno, teniendo como impermeable de base las margas del Tortoniense (Mioceno Superior). En su conjunto se puede considerar como un acuífero libre, si bien aparecen excepcionalmente sectores donde la zona saturada está levemente confinada por algunos niveles de materiales arcillo-limosos. En la foto 3.2 se puede apreciar el aspecto de los materiales aflorantes en el entorno de la población de Dehesas de Guadix.

El sistema se puede considerar dividido en dos sectores, separados por el punto de confluencia de la Rambla de los Ciruelos. El sector más alto con un gradiente hidráulico de

0,013 y el más bajo con un gradiente hidráulico de 0,011, de acuerdo con una mayor anchura del afloramiento aluvial y de la sección de flujo. (ITGE, 1999)

A partir de ensayos de bombeo realizados en años anteriores sobre sondeos de la zona, se ha obtenido una aproximación válida de los parámetros hidráulicos que definen el acuífero. Los valores de transmisividad se encuentran entre 435 y 1042 m²/día, y la permeabilidad promediada se sitúa en torno a los 65 m/día, considerada como alta. (ITGE, 1999), los rendimientos de perforación han sido de hasta 60 L/s. Alguno de estos sondeos se muestra surgente, a causa de la existencia de un nivel limoso superficial que pone en carga al tramo permeable principal; en el resto el nivel piezométrico se encuentra a escasa distancia de la superficie, 10 a 12 m.

Vulnerabilidad a la contaminación

Según el Plan Director de Depuración de Aguas Residuales Urbanas de la Provincia de Granada (ITGE, 1993), los sistemas acuíferos carbonatados de la zona de estudio así como las formaciones aluviales que están relacionadas con abastecimientos están calificados como Zonas de Protección Máxima o Especial. Estas Zonas de Protección Especial corresponden con aquellas más vulnerables o con riesgo previsible de contaminación alto, en nuestro caso, debido a su elevada permeabilidad, la velocidad de propagación de la contaminación es alta y la capacidad de retención de los agentes contaminantes y de autodepuración limitada.

También encontramos formaciones aluviales y detríticas de interés dudoso como acuífero y de comportamiento hidrogeológico variable, calificadas como zonas de protección normal o no especial, debido a que se trata de zonas poco vulnerables o con riesgo previsible de contaminación bajo ya que corresponden a zonas de permeabilidad mas baja. Estos son los lugares que se verían afectados principalmente por el funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales mediante IDT.

Respecto a la hidrología superficial, el lugar en el que se ha construido la planta de depuración se encuentra en una zona calificada como de protección normal o no especial al estar situada a más de 10 km de zonas sensibles. Hay que tener en cuenta que el área de estudio limita al este con una zona de protección máxima y al sur con una de protección media que, debido a la dirección de flujo del agua, podrían verse afectadas por la actividad de la planta de depuración si no se toman las medidas adecuadas.

3.3 CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

La caracterización climática ha permitido obtener datos imprescindibles para la realización del balance de masas en el sistema de infiltración; por un lado el volumen de agua de lluvia que llega a la superficie de las balsas de infiltración, y que posteriormente puede percolar hasta el acuífero arrastrando sustancias solubles, y por otro, las pérdidas de agua hacia la atmósfera por evapotranspiración, que afecta, tanto al agua de lluvia como al agua residual aportada, así como a las sustancias disueltas en ambas.

Material y métodos

El estudio se ha realizado a partir de los datos proporcionados por el Instituto Nacional de Meteorología (INM) para las estaciones de Dehesas de Guadix y Freila "Negratín". Esta

última se ha usado para completar la serie de precipitación de la estación de Dehesas de Guadix, así como para la obtención de los datos de temperatura dado que ambas se correlacionan adecuadamente ($r^2=0,6832$). Se dispone asimismo de datos de dos evaporímetros que se han estado midiendo desde junio de 2002 a junio de 2003.

Con objeto de facilitar la clasificación del clima de Dehesas, se han elaborado el climograma propuesto por Griffith y Taylor y la clasificación de Köppen (Köppen en Roldán Fernández, 1985).

La cuantificación del agua que superando la zona de evapotranspiración directa puede llegar a la zona saturada, formando parte de la recarga, puede realizarse empleando fundamentalmente dos metodologías diferenciadas:

- a) Balance hídrico directo, que en pequeñas cuencas suele ser abordado a través del análisis de la evolución de los niveles piezométricos y de aforos continuos de ríos y manantiales. Se trata de un método complicado y caro, que, en el caso de un estudio local, como es el presente trabajo, es poco viable. En casos puntuales el agua de infiltración puede ser medida mediante la instalación de lisímetros, cuyo principal inconveniente está en que necesitan varios años de estabilización para dar medidas fiables y en muchas ocasiones no lo consiguen, debido a su pequeño tamaño, al no ser representativos más que de una zona muy reducida.
- b) Métodos indirectos, basados en fórmulas empíricas. Precisan solo de los datos referentes a la climatología de la zona y las características morfológicas e hidráulicas del suelo. Su principal inconveniente radica en que han sido desarrollados en áreas concretas por lo que su aplicación en otras zonas puede ser discutible si no se dispone de otro método de referencia.

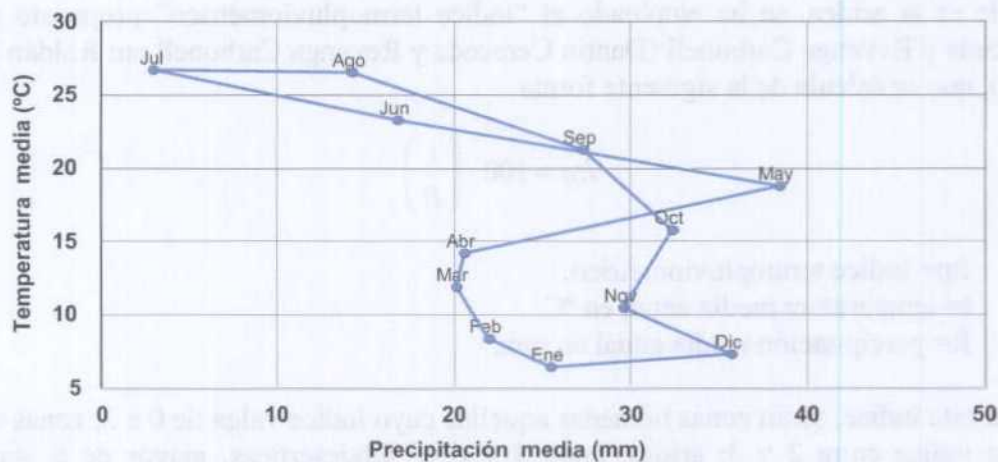
En este trabajo se ha construido un balance hídrico en el suelo, siguiendo las recomendaciones de Lorente (1966). La evapotranspiración empleada en la elaboración de dicha ficha ha sido la calculada mediante el método de Thornthwaite (Thornthwaite, 1957) y los datos referidos a capacidad de campo y profundidad de raíces son los procedentes de los estudios previos de caracterización del medio.

Paralelamente a este método de cuantificación de la evaporación, se han instalado dos evaporímetros en campo (Moisture Smart Watering Gauge de Moisture Smart Inc.), uno al sol y otro a la sombra, de los que se han estado recogiendo datos durante 1 año, que servirán para calcular la evaporación real de la zona de estudio así como de método de referencia para comparar la ETR estimada a partir de la ETP calculada mediante el método de Thornthwaite.

Clasificación climática

El climograma de Griffith y Taylor que se muestra en la figura 3.3 emplea un sistema de ejes coordenados rectangulares; en las ordenadas se representan las temperaturas medias mensuales y en las abcisas las precipitaciones medias mensuales. De esta forma, cada mes viene representado por un punto cuyas coordenadas son los valores medios del mes.

Se puede observar que el área de Dehesas está sometida a un clima mediterráneo continentalizado, frío en invierno, y caluroso y seco en verano y en general con precipitaciones poco abundantes, concentradas principalmente en los meses de otoño.



Mes	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.
T (°C)	6,5	8,4	11,9	14,2	18,8	23,3	26,8	26,6	21,3	15,8	10,5	7,3
P(mm)	26,77	22,05	20,13	20,65	38,41	16,76	2,98	14,18	27,34	32,41	29,58	35,71

Figura 3.3.- Climograma de Griffith y Taylor (modificado) para Dehesas de Guadix.

La clasificación climática de Köppen (Köppen en Roldán Fernández, 1985) emplea para determinar el tipo de clima el índice K, definido de la siguiente manera:

Si el régimen pluviométrico es uniforme $K = 2t + 14$;

Si presenta un máximo en verano $K = 2t + 28$

Si lo presenta en invierno $K = 2t$ (t es la temperatura media anual en °C).

Comprende cinco tipos de clima fundamentales: *Tipo A* (Tropical lluvioso), *tipo B* (Seco), *tipo C* (Templado lluvioso), *tipo D* (frío) y *tipo E* (Polar).

El clima de Dehesas de Guadix, que presenta un máximo pluviométrico en invierno, con una precipitación anual de 287 mm/año y una temperatura media anual de 15,9 °C, y de 6,5°C en el mes más frío, presentará un índice K cuyo valor es de 31,9, dentro de la tipología designada como B (seco). Dentro de cada tipo se establecen subtipos, el clima de Dehesas corresponde al BS, es decir, semiárido, con escasa pluviosidad y altas temperaturas, en el que la evaporación excede en verano a las precipitaciones, lo que hace que presente déficit hídrico en esta estación.

El índice de aridez de Martonne (Martonne en Roldan Fernández, 1985), permite establecer el grado de aridez de forma cuantitativa. Se calcula según la expresión:

donde: I_a = índice de aridez.

R= precipitación media anual en mm.

t= temperatura media anual en °C.

$$I_a = \frac{R}{(t + 10)}$$

Aplicando esta expresión a Dehesas se obtiene:

$$I_a = \frac{286,97}{(15,95 + 10)} = 11,06$$

Que corresponde a un tipo definido como “estepas y países secos mediterráneos”, aunque cerca del límite inferior.

Con el fin de evitar llamar “índice de aridez” a un número que es más pequeño cuanto más grande es la aridez, se ha empleado el “índice termopluiométrico” propuesto por Dantín Cereceda y Revenga Carbonell (Dantín Cereceda y Revenga Carbonell en: Roldán Fernández, 1985), que se calcula de la siguiente forma:

$$I_{tp} = 100 \cdot \left(\frac{t}{R} \right)$$

I_{tp} = índice termopluiométrico.
 t = temperatura media anual en °C.
 R = precipitación media anual en mm.

Según este índice, serán zonas húmedas aquellas cuyo índice valga de 0 a 2; zonas semiáridas, las de índice entre 2 y 3; áridas, entre 3 y 6, y subdesérticas, mayor de 6. Aplicando la fórmula para Dehesas de Guadix se obtiene:

$$I_{tp} = 100 \cdot \left(\frac{15,95}{286,97} \right) = 5,56$$

Es decir, Dehesas de Guadix queda incluido en la “zona árida”

Caracterización termopluiométrica del año tipo medio

La serie de temporal de datos de que se dispone (de 1991 a 2002) es excesivamente corta para poder establecer con seguridad las características de los años tipo extremos (húmedo y seco), por ello se presenta únicamente el tipo medio, considerando como tal el que se encuentra entre los dos cuartiles intermedios de la distribución de lluvia y temperaturas.

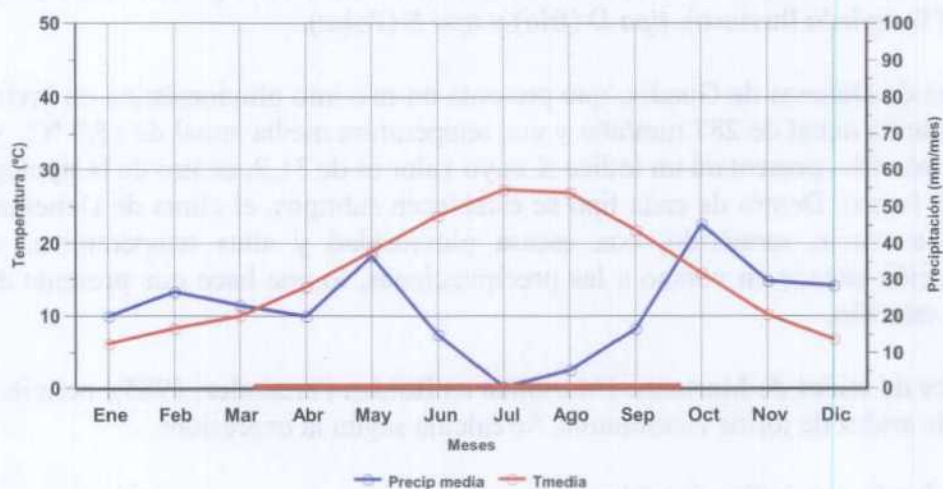


Figura 3.4. Diagrama ombrotérmico de Gausson del año tipo medio de la estación de Dehesas de Guadix. La línea sobre el eje de abscisas representa el periodo de sequía.

En la figura 3.4 se muestra el diagrama ombrotérmico de Gausson para el año medio. Consiste en un diagrama pluviotérmico en el que las temperaturas medias mensuales y las precipitaciones mensuales se llevan a las ordenadas de modo que 1°C se corresponde con 2 mm de precipitación. Las superficies comprendidas entre las curvas térmica y pluviométrica, cuando esta última es inferior a la primera, corresponden en su proyección sobre el eje de abscisas a los periodos de sequía, que se han representado sobre dicho eje mediante una línea.

En este caso la época de sequía va desde mediados de primavera hasta principios de otoño, entre marzo y finales de septiembre, alcanzándose temperaturas medias de 27,4 °C y precipitaciones medias de 0,5 mm en el mes más cálido.

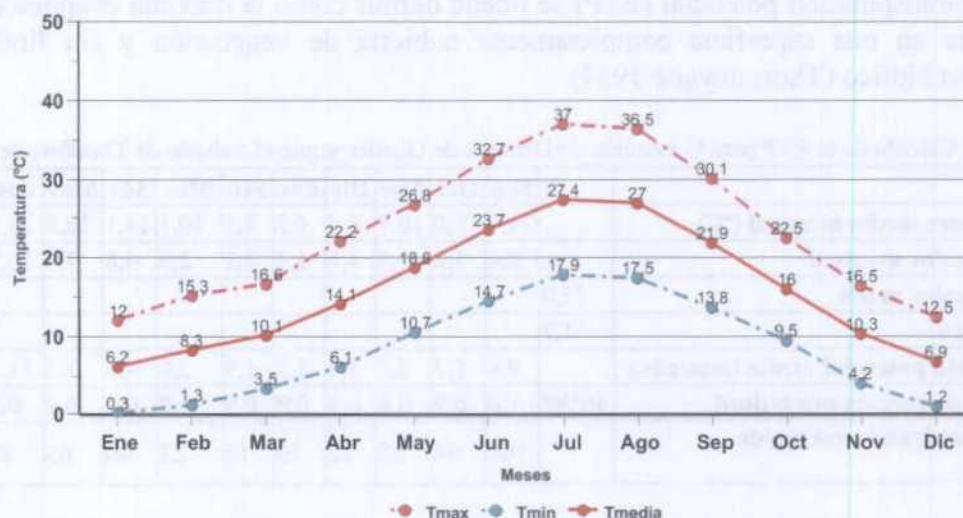


Figura 3.5. Temperatura máxima, media y mínima mensual del año tipo medio. Estación de Dehesas de Guadix.

A la vista de las precipitaciones medias se observa que el mes de mayo es especialmente lluvioso, quizá esto sea debido a la escasez de años con que cuenta la serie. La época de máxima precipitación es el otoño en general, y la de menor precipitación, como es lógico en este tipo de clima, es el verano, registrándose un mínimo muy acusado en julio.

En la figura 3.5 se han representado las temperaturas medias, las medias máximas y las medias mínimas para cada mes. Se puede observar que los meses más cálidos son julio y agosto con temperaturas medias de 27,4 y 27,0 °C respectivamente y el mes más frío enero, con una temperatura media de 6,2 °C. La oscilación de temperatura entre la media máxima y la media mínima anual es de 15,0 °C, en el mes más cálido (julio) de 19,1 °C y en el mes más frío (enero) de 11,7 °C.

Cálculo de la evapotranspiración

En el intercambio de humedad tierra-atmósfera intervienen dos procesos: la evaporación y la transpiración. La evaporación es el resultado de un proceso físico mediante el cual el agua pasa del estado líquido al gaseoso y retorna a la atmósfera directamente en forma de vapor. La transpiración es el resultado de un proceso fisiológico mediante el cual el agua cambia del estado líquido a gaseoso en el interior de las plantas y retorna a la atmósfera a través de los estomas de las hojas. La evaporación depende esencialmente de las características climáticas. La transpiración es más compleja, ya que puede estar influenciada por numerosos factores de índole fisiológico o aerodinámico, asociados a las diferentes especies vegetales o estar limitada por las disponibilidades hídricas.

La evapotranspiración es un concepto acuñado por Thornthwaite (1948) como integrador de los dos anteriores. El autor la definió como la cantidad de agua necesaria para la transpiración de una cubierta vegetal en una zona con agua suficiente. El término únicamente debería ser aplicado a suelos cubiertos de vegetación, sin embargo es muy difícil que en la naturaleza se

produzca la transpiración sin evaporación; por ello se ha generalizado el concepto de evapotranspiración para analizar la evaporación de las zonas continentales.

La evapotranspiración potencial (ETP) se puede definir como la máxima evaporación que se produciría en una superficie completamente cubierta de vegetación y sin límites en el suministro hídrico (Thornthwaite 1957).

Tabla 3.1. Cálculo de la ETP para la estación de Dehesas de Guadix según el método de Thornthwaite.

	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago
Temperatura media mensual (°C)	21,9	16,0	10,3	6,9	6,2	8,3	10,1	14,1	18,8	23,7	27,4	27,0
Índice de calor mensual	9,4	5,8	3,0	1,6	1,4	2,2	2,9	4,8	7,4	10,5	13,1	12,8
Índice de calor anual	75,0											
Exponente a	1,7											
Evaporación potencial media (mm/año)	9,8	5,7	2,7	1,4	1,2	1,9	2,6	4,6	7,5	11,2	14,2	13,9
Factor de corrección por latitud	40°30'	1,0	0,9	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Evapotranspiración corregida (mm/mes)	102	54	23	12	10	17	23	40	65	97	124	121

Hay que señalar que la formulación de Thornthwaite se realizó a partir de experimentos realizados por el autor en zonas de clima templado con abundantes precipitaciones en verano, y por eso sus resultados suelen ser inferiores a los reales cuando se aplican a zonas de clima mediterráneo. La tabla 3.1 resume los cálculos para la determinación de la ETP según el método de Thornthwaite en la estación de Dehesas.

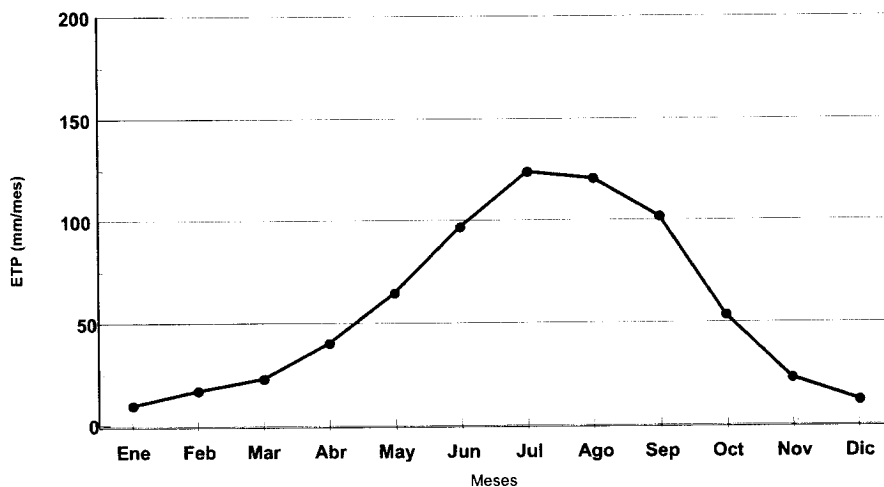


Figura 3.6.- ETP mensual para el año tipo medio.

esta variable la que mayor peso tiene en su cálculo, alcanzando los valores mayores en los meses de julio y agosto y los valores menores en diciembre y enero.

Cálculo del índice relativo de humedad de Thornthwaite

Una vez determinada la ETP podemos clasificar el clima de la zona mediante el índice relativo de humedad (I_m) definido por Thornthwaite (Thornthwaite en Hufty, 1984), que relaciona la ETP con la precipitación (P) según la siguiente expresión:

$$I_m(\text{anual}) = \frac{100 (\text{excedente} - \text{déficit})}{\text{evapotranspiración potencial}}$$

Puesto que la ETP no es constante durante todo el año y si consideramos que la cantidad de precipitación perdida por escorrentía durante la estación húmeda, es compensada por la precipitación en los meses secos, se puede efectuar la siguiente clasificación climática (Fernández-García, 1996):

Árido (E):	$I_m < -66,7$
Semiárido (D):	$-66,7 < I_m < -33,3$
Subárido (C ₁):	$-33,3 < I_m < 0$
Subhúmedo (C ₂):	$0 < I_m < 20$
Húmedo (B ₁ a B ₄):	$20 < I_m < 100$, variando de 20 en 20
Muy húmedo:	$I_m > 100$

En la estación de Dehesas, el valor de I_m sería el siguiente: $I_m = 100 \times \left(\frac{268,27}{688,44} - 1 \right) = -61.032$

Según este criterio, el clima de Dehesas de Guadix sería de tipo semiárido.

Cálculo del exceso de agua en el suelo mediante el método de las fichas hídricas

Con el objetivo de conocer la evapotranspiración real y el excedente de agua en el suelo, datos que necesitaremos posteriormente para incluir en el balance del sistema, se han realizado tres balances hídricos del suelo, aplicando el método según describe Fernández-García (1996). Se ha partido en los tres casos de una capacidad de campo de 42 mm de agua acumulada en el suelo, medida experimentalmente. El primer balance se ha realizado basándose en la ETP calculada mediante el método de Thornthwaite y la precipitación del año tipo medio. Para el segundo y tercero se han empleado medidas de comparación tomadas en campo durante un año mediante dos evaporímetros, uno situado a la sombra y otro al sol en el área de estudio. En ambos casos la precipitación empleada ha sido la correspondiente a la media de cada uno de los meses del año en que se han tomado los datos de evaporación, de junio de 2002 a mayo de 2003.

A partir de las precipitaciones (P) y de la ETP se evalúa la evapotranspiración real, teniendo en cuenta dos situaciones que normalmente suceden en los climas mediterráneos:

- 1) Cuando la P es igual o superior a la ETP, la ETR es igual a la potencial y la diferencia P-ETP es el excedente de agua. Parte de este excedente será utilizado para reconstruir la reserva del suelo, por infiltración, y la otra parte como escorrentía superficial.
- 2) Cuando la P es inferior a la ETP, si no hubiese reserva, la ETR es equivalente a la precipitación. En el caso contrario, el valor de la ETR será equivalente a la precipitación mas una cantidad procedente de la evaporación del agua existente en el suelo.

En función de estas dos situaciones, se pueden distinguir:

- a) Déficit hídrico o sequía: La ETR es igual a la precipitación registrada, la reserva útil se ha agotado.
- b) Periodo de subsequía o de gasto de la reserva útil: La ETR es equivalente a la cantidad de agua precipitada mas una porción de la reserva existente en el suelo.
- c) Periodo de reconstrucción de la reserva: El agua precipitada es superior a la ETP y el excedente se infiltra en el suelo hasta que se alcance la reserva máxima del mismo.

Según lo anteriormente expuesto se puede elaborar un primer balance hídrico para Dehesas de Guadix que queda de la siguiente manera (tabla 3.2):

Tabla 3.2. Balance hídrico del suelo empleando la temperatura y precipitación del año tipo medio y la ETP obtenida mediante el método de Thornthwaite, con una capacidad de campo de 42 mm.

Capacidad de campo (mm)	42	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	AÑO
Precipitación (mm/mes)		16,77	45,55	29,76	28,68	20,08	26,94	22,95	20,21	36,55	15,02	0,51	5,25	268,27
ETP (mm/mes)		101,67	54,44	23,01	12,09	10,10	16,52	23,04	40,38	65,48	96,99	123,88	120,85	688,44
Variación de la reserva		0,00	0,00	6,75	16,59	9,98	8,68	-0,09	-20,17	-21,74	0,00	0,00	0,00	0,00
Reserva sin corregir		0,00	0,00	6,75	23,34	33,32	43,75	41,91	21,74	0,00	0,00	0,00	0,00	
Reserva		0,00	0,00	6,75	23,34	33,32	42,00	41,91	21,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ETR		16,77	45,55	23,01	12,09	10,10	16,52	23,04	40,38	58,29	15,02	0,51	5,25	266,52
Lluvia útil		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,75
Coefficiente de humedad		-0,84	-0,16	0,29	1,37	0,99	0,63	0,00	-0,50	-0,44	-0,85	-1,00	-0,96	-0,61
% Lluvia útil														0,65

Del balance realizado se puede deducir que la evapotranspiración real se aproxima mucho a la precipitación, de forma que el exceso de agua en el suelo es prácticamente despreciable, representando tan sólo un 0,65 % de la lluvia caída.

En la figura 3.7 se ha representado la precipitación, la ETP y la ETR. De las áreas que delimitan las tres curvas se puede distinguir el periodo en que la precipitación es mayor que la ETR y por tanto se puede producir recarga por infiltración (3), el periodo en que la precipitación es menor que la ETR pero aún hay agua en el suelo por lo que se produce la utilización de la reserva (2) y el periodo en que ya no hay agua en el suelo y por lo tanto éste sufre un déficit hídrico (1). Como puede apreciarse, el periodo predominante es el de déficit hídrico, con una fuerte ETP que hace que todo el agua que llega por precipitación se evapore.

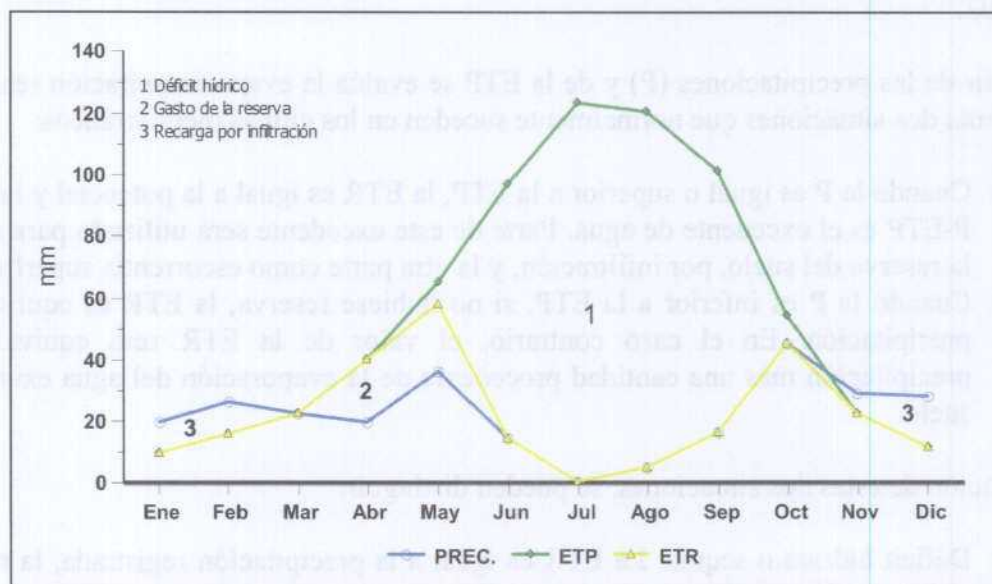


Figura 3.7 Representación del balance hídrico elaborada a partir de los datos de ETP determinados por el método de Thornthwaite. Capacidad de campo 42mm.

A continuación se presenta la ficha hídrica elaborada a partir de los datos de ETP obtenidos experimentalmente a través de un evaporímetro colocado al sol en la zona de estudio (tabla 3.3).

Tabla 3.3. Balance hídrico obtenido empleando la precipitación media cada mes y sustituyendo la ETP por la ETE_{sol} (evapotranspiración medida experimentalmente en campo al sol), con una capacidad de campo de 42 mm.

Capacidad de campo	42	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	AÑO
Precipitación (mm/mes)		5,9	15	63	21,1	37,1	58,4	27,4	17,5	49,6	22,7	0	13,8	331,50
ETE_{sol} (mm/mes)		34	108	58	34	20	38	72	66	138	188,5	236	176	1168,50
Variación de la reserva		0,00	0,00	5,00	-5,00	17,10	20,40	-37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Reserva sin corregir		0,00	0,00	5,00	0,00	17,10	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Reserva (mm/mes)		0,00	0,00	5,00	0,00	17,10	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ETR (mm/mes)		5,90	15,00	58,00	26,10	20,00	38,00	64,90	17,50	49,60	22,70	0,00	13,80	331,50
Lluvia útil		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coefficiente de humedad		-0,83	-0,86	0,09	-0,38	0,86	0,54	-0,62	-0,73	-0,64	-0,88	-1,00	-0,92	-0,72
% Lluvia útil														0,00

ETE_{sol} = Evapotranspiración medida en el evaporímetro al sol

Al sustituir los datos de la ETP por los del evaporímetro al sol obtenemos que todo el agua que entra al suelo por la lluvia se evapora por lo que el excedente de agua en el suelo en estas condiciones es cero durante todo el año.

Representando la ETP, ETR y la precipitación para estas condiciones, que, por otra parte son las que se aproximan mas a la situación real, figura 3.8, se observa que desde abril hasta prácticamente diciembre se produce un prolongado periodo de déficit hídrico y que tan solo se produce recarga en los dos primeros meses del año.

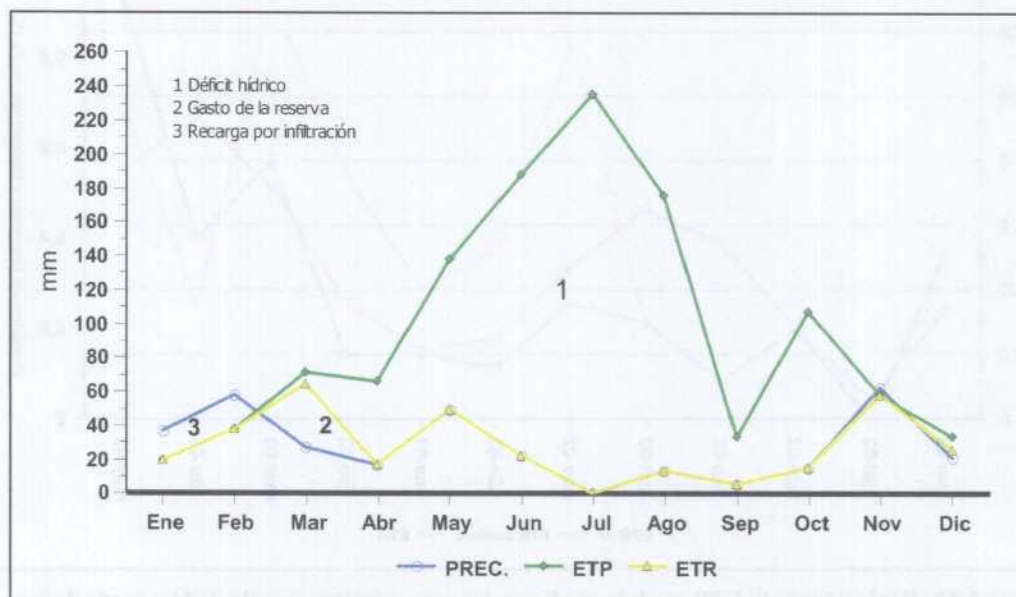


Figura 3.8. Representación del balance hídrico elaborado a partir de los datos de ETP determinados mediante el evaporímetro situado al sol. Capacidad de campo 42mm.

Por último en la tabla 3.4 se muestra el balance hídrico realizado a partir de los datos de evaporación obtenidos del evaporímetro a la sombra.

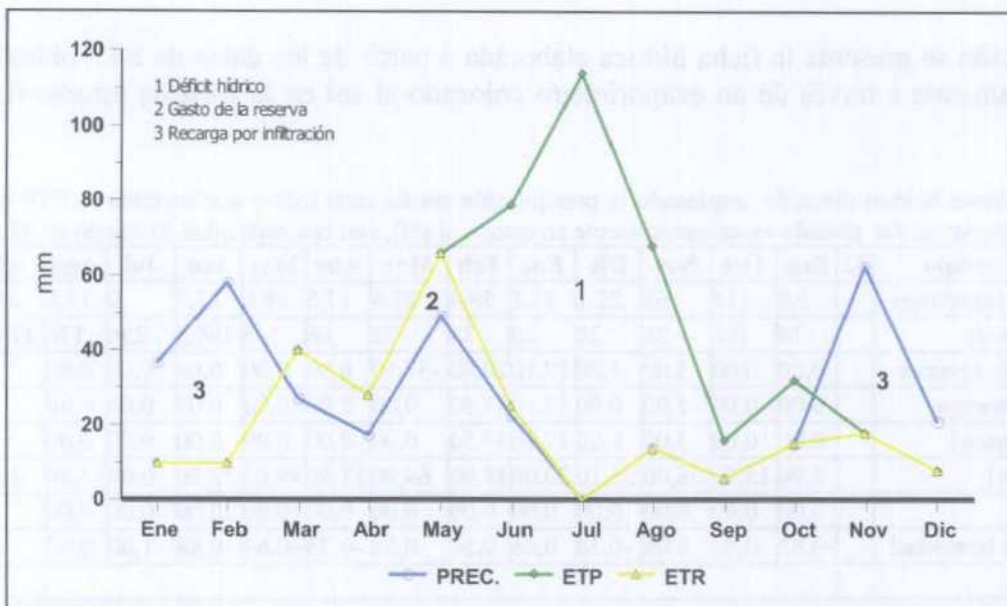


Figura 3.9. Representación del balance hídrico elaborado a partir de los datos de ETP determinados mediante el evaporímetro situado a la sombra. Capacidad de campo 42mm.

En estas condiciones se produce un excedente de agua durante el invierno, agua susceptible de llegar al acuífero, que anualmente representaría un 27,67% del agua que llega al suelo. Se puede observar la enorme diferencia que se produce en el excedente de agua por el hecho de que la superficie en cuestión esté o no al sol. (fig. 3.9)

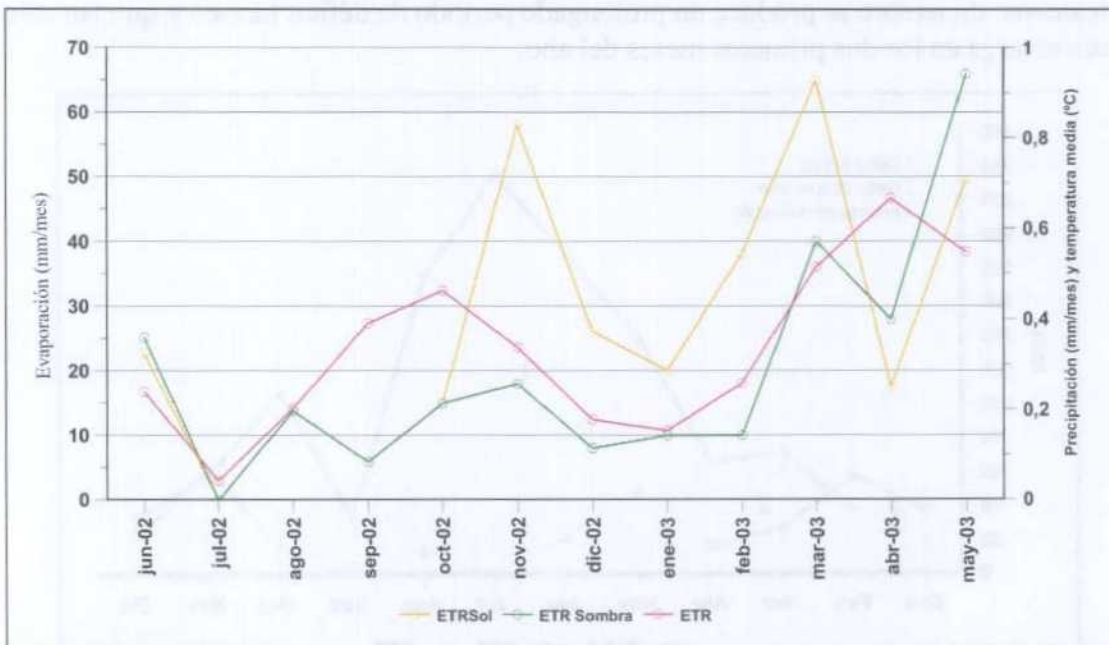


Figura 3.10. Evolución de la ETR medida mediante los evaporímetros y calculada a partir de los datos de ETP hallados por el método de Thornthwaite.

Se detecta un periodo de déficit hídrico que va desde junio hasta octubre y un periodo de recarga durante el invierno que se extiende de octubre a marzo. En este caso el periodo de déficit hídrico es menos prolongado que en el anterior pero esta situación se adapta poco a las circunstancias reales en las que a las balsas de infiltración durante el día están continuamente al sol y por tanto sometidas a una fuerte evaporación, como en el segundo caso.

En la figura 3.10 se muestra la ET medida mediante los evaporímetros a sol y a sombra y la obtenida a partir de la ETP calculada mediante el método de Thornthwaite. El comportamiento esperable de la evapotranspiración es que sea mayor al sol que a la sombra, y que la obtenida a partir de la ETP calculada, tuviera valores intermedios, esto es lógico si tenemos en cuenta que el método de Thornthwaite está diseñado a partir de experimentos en zonas templadas y con abundantes precipitaciones por lo que se subestiman los valores de la ETR.

Tabla 3.4. Balance hídrico obtenido empleando la precipitación media cada mes en el que se ha medido la evapotranspiración (ET) y la ET obtenida mediante la medida experimental en campo a la sombra, con una capacidad de campo de 42 mm.

Capacidad de campo	42	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	AÑO
Precipitación (mm/mes)		5,9	15	63	21,1	37,1	58,4	27,4	17,5	49,6	22,7	0	13,8	331,50
ETE _{sombra} (mm/mes)		16	32	18	8	10	10	40	28	66	79	114	68	489,00
Variación de la reserva		0,00	0,00	42,00	0,00	0,00	0,00	-12,60	-10,50	-16,40	-2,50	0,00	0,00	0,00
Reserva sin corregir		0,00	0,00	45,00	55,10	69,10	90,40	29,40	18,90	2,50	0,00	0,00	0,00	
Reserva (mm/mes)		0,00	0,00	42,00	42,00	42,00	42,00	29,40	18,90	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00
ETR (mm/mes)		5,90	15,00	18,00	8,00	10,00	10,00	40,00	28,00	66,00	25,20	0,00	13,80	239,90
Lluvia útil		0,00	0,00	3,00	13,10	27,10	48,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	91,60
Coefficiente de humedad		-0,63	-0,53	2,50	1,64	2,71	4,84	-0,32	-0,38	-0,25	-0,71	-1,00	-0,80	-0,32
% Lluvia útil														27,63

ETE_{sombra} = Evapotranspiración medida en el evaporímetro a la sombra

Aunque la tendencia de las tres curvas es parecida, en muchas ocasiones la ETR no tiene valores intermedios entre las medidas tomadas experimentalmente.

En el caso de la ET medida a la sombra esto es debido a que la reserva de agua en el suelo se agota solo entre junio y octubre (tabla 3.4) y entonces se evapora todo lo que llueve, por eso coincide con la ETR al sol.

En el caso del evaporímetro expuesto al sol la reserva de agua está agotada durante todo el año excepto en los meses de enero y febrero, no obstante la reserva en estos meses es tan pequeña que lo único que se aprecia es un descenso en la ETR, que sigue siendo mayor que a la sombra.

Entre mediados de marzo y mayo la ETP a la sombra es mayor que al sol debido a que en el suelo al sol no hay reserva y a la sombra sí por lo que en este último caso, hay mas agua disponible para evaporar.

Capítulo 4

SISTEMA DE CONTROL DEL SUELO, EL AGUA Y LA SOLUCIÓN DEL SUELO

4.- SISTEMA DE CONTROL DEL SUELO, EL AGUA Y LA SOLUCIÓN DEL SUELO

En el anexo II se presenta una descripción general de las instalaciones de Dehesas, de sus características constructivas y de funcionamiento. En este capítulo se detallan los sistemas de control y técnicas analíticas que en dicho anexo no están suficientemente desarrollados. 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.

Paralelamente se ha llevado a cabo un control de las características y evolución del agua del río y de la deposición atmosférica. El río puede afectar al agua subterránea en los tramos en los que cede agua al acuífero y a su vez puede verse afectado por la calidad del agua subterránea en los tramos en que éste se alimenta del acuífero (esto se verá en el capítulo siguiente con más detalle). La deposición atmosférica por su parte es un componente que es necesario controlar dado que va a formar parte del balance tanto de agua como de solutos que se presentará en el capítulo 6.

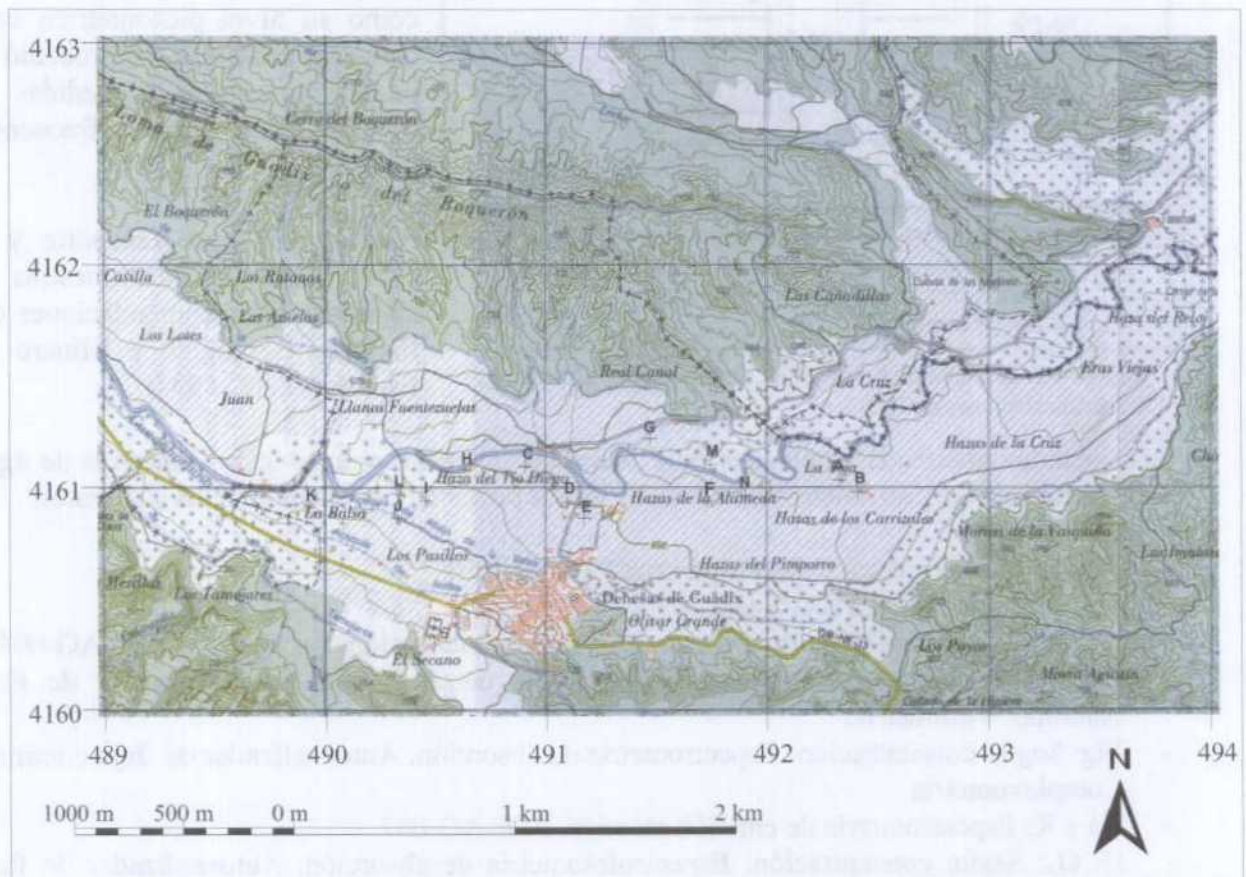


Figura 4.1. Ubicación de los sondeos controlados fuera de la instalación de IDT.
Leyenda: A-N son los sondeos utilizados para la realización de las campañas piezométricas.

4.1.- CONTROL DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El seguimiento del agua subterránea se realiza a través cinco sondeos piezométricos, contruidos *ex profeso* para la experiencia (M-1 a M-5), y tres pozos de gran diámetro

situados en el aluvial del río Guadahortuna, uno que se emplea para el abastecimiento a la población de Dehesas (M-7) y los otros dos para riego (M-6 y M-8). En la figura 4.1 se presenta un plano en el que se muestra la ubicación los sondeos medidos, a excepción de los

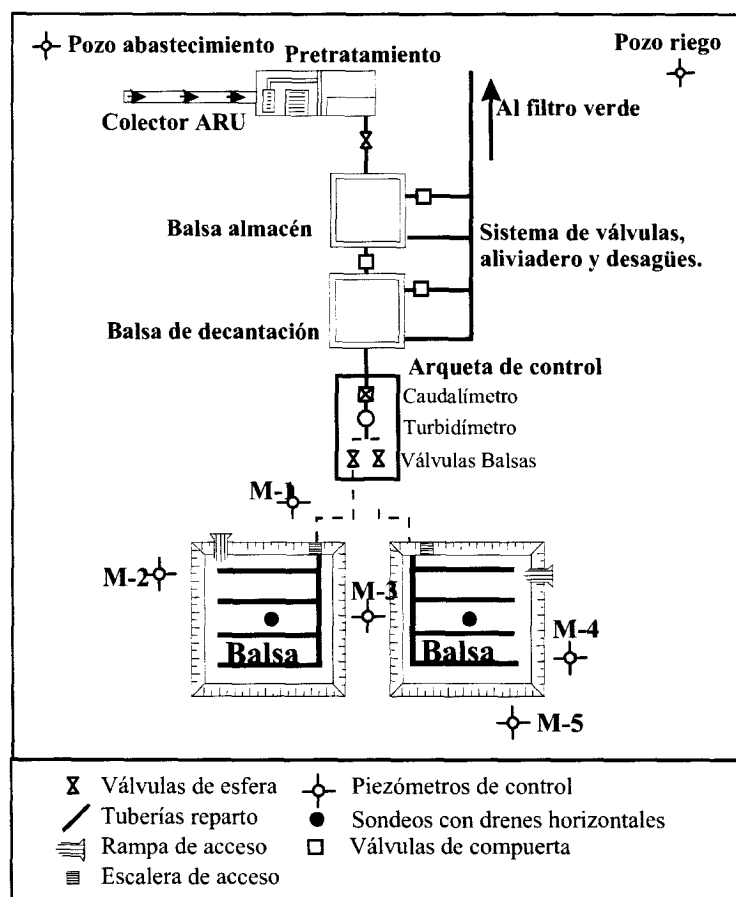


Figura 4.2 Esquema de la situación, distribución y dimensiones de las instalaciones de IDT.

piezómetros de control que rodean las instalaciones, cuya ubicación se muestra en la figura 4.2.

En un principio se tomaban muestras quincenales de los cinco piezómetros y los tres pozos anteriormente citados con objeto de realizar análisis de elementos mayoritarios y además cobre, zinc, hierro, boro y turbidez. También se medía la profundidad del nivel piezométrico en cada sondeo. Al comprobar que tanto la composición del agua subterránea como su nivel piezométrico eran bastante estables se procedió a realizar muestreos y medidas de niveles con una frecuencia mensual.

Para la toma, el transporte y la conservación de las muestras se siguieron las recomendaciones del Instituto Geológico y Minero de España (ITGE, 1997).

Los métodos analíticos empleados para hacer las determinaciones de las muestras de agua procedentes de los piezómetros de control y de los pozos de riego han sido los siguientes:

- Conductividad eléctrica: Electrometría. PTE-AG-001.
- pH: Electrometría. PTE-AG-002.
- DQO (oxidabilidad): Ebullición en medio ácido y valoración con MnO_4K . PTE-AG-004.
- Ca: Según concentración: Espectrofotometría de absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Volumetría.
- Mg: Según concentración: Espectrometría de absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Complexometría.
- Na y K: Espectrometría de emisión atómica. PTE-AG-007.
- HCO_3 : Según concentración: Espectrofotometría de absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Volumetría.
- CO_3 : Volumetría.
- SO_4 : Según concentración: Espectrometría de absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Gravimetría.
- Cl, Si, PO_4 , NO_3 , NO_2 , NH_4 : Espectrofotometría de absorción. Autoanalizador de flujo continuo.
- Cu y Zn: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-008.
- Fe y Mn: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-022.

- Hg: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-009.
- Pb: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-022.
- Cr: Espectrometría de emisión plasma de acoplamiento inducido (ICP/AES).
- Cd: Espectrometría de emisión plasma de acoplamiento inducido (ICP/AES).
- B: ICP óptico.

En la figura 4.3 se presentan los meses en los que se ha tomado muestra de las aguas subterráneas.

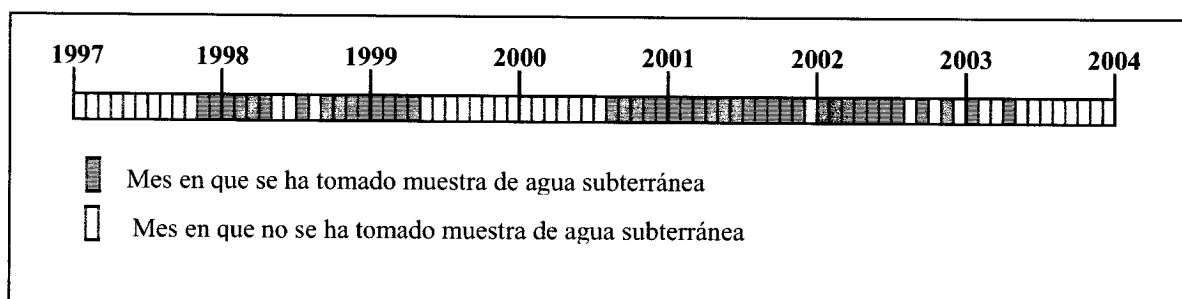


Figura 4.3. Periodo de muestreo de las aguas subterráneas del entorno de las balsas de infiltración.

De forma cuatrimestral, se realizaron campañas piezométricas en las que se midió la profundidad del nivel en un total de 15 sondeos de riego que rodean la zona donde se encuentra la instalación, en un radio de 2 kilómetros. En la tabla 4.1 se recoge su situación de los piezómetros en coordenadas U.T.M.

Tabla 4.1. Coordenadas U.T.M. de los sondeos piezométricos y de control de calidad.

Sondeo	A	B	C	D (M-7)	E (M-6)	F (M-8)	G	H	I	J
X	492324	492414	490913	491100	491177	491733	491470	490638	490456	490333
Y	4161031	4160977	4161091	4160929	4160856	4160938	4161154	4161074	4160936	4160855
Z	636,02	637,08	643,34	642,7	649,705	642,41	639,68	648,99	659,94	665,17
Sondeo	K	L	M	N		M-1	M-2	M-3	M-4	M-5
X	489932	490334	491750			491279	491290	491317	491341	491353
Y	4160904	4160969	4161100			4160888	4160848	4160884	4160925	4160905
Z	665,84	660,31	637,19	639,85		647,39	648,03	647,51	647,06	647,08

Con objeto de tener un registro en continuo de la variación del nivel piezométrico, en el piezómetro M-3 se ha instalado un limnígrafo cuyos datos se descargan periódicamente a través de un ordenador portátil.

4.2.- CONSIDERACIONES CONSTRUCTIVAS Y DE ACONDICIONAMIENTO DE LOS SONDEOS PIEZOMÉTRICOS

Las perforaciones se han realizado a circulación directa y con obtención de testigo continuo hasta la profundidad en que aparecen las gravas cuya granulometría hace imposible la recuperación. En este momento, la corona de vidia utilizada como herramienta de corte fue sustituida por un tricono de 4 pulgadas y media, con circulación directa de polímeros de perforación para evitar derrumbamientos y colapsos. La profundidad de perforación osciló 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. La tabla 4.2 muestra las características de cada uno de

ellos. Se han cementado los 10 metros superiores y dotado a cada uno de los sondeos de una protección metálica en el emboquille con tapa.

Las características más relevantes de las obras se sintetizan en el Anexo V.

Tabla 4.2. Características de la perforación en los sondeos de control.

N IPA	2139/2/0022 (M-1)	2139/2/0023 (M-2)	2139/2/0024 (M-3)	2139/2/0025 (M-4)	2139/2/0026 (M-5)
Inicio	7-10-97	11-10-97	3-11-97	3-11-97	15-10-97
Terminación	9-11-97	16-10-97	9-11-97	10-11-97	17-10-97
Método de perforación	Rotación 0-28,2m Tricono 28,2-55m	Rotación 0-15,8m Tricono 15,8-52m	Rotación 0-15,8m Tricono 15,8-53m	Rotación 0-16,2m Tricono 16,2-53m	Rotación 0-12,8m Tricono 12,8-53m
Equipo perf.	Craelius D-900	Craelius D-900	Craelius D-900	Longyar - 38	Longyar - 38
Herra. corte	Vidia 0-28,2 m Tricono 28,2-55 m	Vidia 0-15,8 m Tricono 15,8-52 m	Vidia 0-15,8 m Tricono 15,8-53 m	Vidia 0-16,2 m Tricono 16,2-53 m	Vidia 0-12,8 m Tricono 12,8-53 m
Perf.	0-18,2 m (101mm) 18,2-55 m (4 1/2")	0-15,8 m (101mm) 15,8-52 m (4 1/2")	0-15,8 m (101mm) 15,8-53 m (4 1/2")	0-16,2 m (101mm) 16,2-53 m (4 1/2")	0-12,8m (101mm) 12,8-53 m (4 1/2")
Cementación	0-17 m	0-15,8 m	0-15,80 m	0-16 m	0-10 m
Profundidad	55 m	52 m	53 m	53 m	53 m

Tabla 4.3. Características del entubado de los sondeos de control.

N IPA	2139/2/0022	2139/2/0023	2139/2/0024	2139/2/0025	2139/2/0026
Material	P.V.C.	P.V.C.	P.V.C.	P.V.C.	P.V.C.
Long. Entu.	55 m	52 m	53 m	53 m	53 m
Interior	85 mm	85 mm	85 mm	85 mm	85 mm
Ranurado	3 mm a 45	3 mm a 45	3 mm a 45	3 mm a 45	3 mm a 45
Descripción entubación	0-17 m Ciego 17-49 m Ranurado 49-55 m Ciego	0-16 m Ciego 16-46 m Ranurado 46-52 m Ciego	0-15,80 m Ciego 15,8-47 m Ranurado 47-53 m Ciego	0-16 m Ciego 16-47 m Ranurado 47-53 m Ciego	0-10 m Ciego 10-48 m Ranurado 48-53 m Ciego

N IPA: número del inventario de puntos de agua

4.3.- CONTROL DE LA SOLUCIÓN DEL SUELO

Después de comprobar que los drenes lisimétricos horizontales no constituían una forma eficaz de recoger muestras en las instalaciones de Dehesas se optó por instalar un conjunto de cápsulas de succión de cerámica porosa en dos baterías. Las cápsulas están construidas de material cerámico poroso, si bien es cierto que pueden emplearse muchos otros materiales, como el PTFE (politetrafluoroetileno). Su mecanismo de funcionamiento se basa en, una vez situada la cápsula a la profundidad deseada, extraer el aire de su interior creando un vacío parcial, de forma que la presión negativa ejerce una fuerza de succión sobre el agua que la rodea que permite su paso al interior de la cápsula. La principal ventaja de este método es que permite un sistema de *muestreo continuo* en condiciones suficientemente próximas a la realidad.

Para este estudio se procedió a instalar dos baterías de cápsulas de succión de cerámica porosa a diferentes profundidades, tres en la semibalsa A-1 y cinco en la semibalsa B-3, dos de las cuales se instalaron con posterioridad a las tres primeras. Las profundidades a las que han sido instaladas así como la nomenclatura utilizada se muestran en la tabla 4.4 Las dos últimas cápsulas instaladas en la semibalsa B-3, (B-3.4 y B-3.5), desde el principio han dado resultados erráticos con gran dispersión, por lo que se ha optado por prescindir de ellas para la interpretación de los resultados.

Tabla 4.4. Correspondencia entre nomenclatura y profundidad de las cápsulas de succión.

Cápsula	Profundidad (cm)
A-1.1	22
A-1.2	80
A-1.3	135
B-3.1	22
B-3.2	80
B-3.3	135
B-3.4	60
B-3.5	150

En la figura 4.4 se muestra un esquema con la localización de los dos grupos de cápsulas de succión. La instalación de las cápsulas de succión se muestra en la Foto 4.2.

Las muestras de solución del suelo se han ido tomando quincenalmente al principio y después mensualmente durante un periodo total de 2 años y 8 meses. La metodología de toma de muestras es diferente en los lisímetros y en las cápsulas.



Foto 4.1. Cápsulas de succión y material para su instalación.



Foto 4.2. Colocación de las cápsulas de succión.

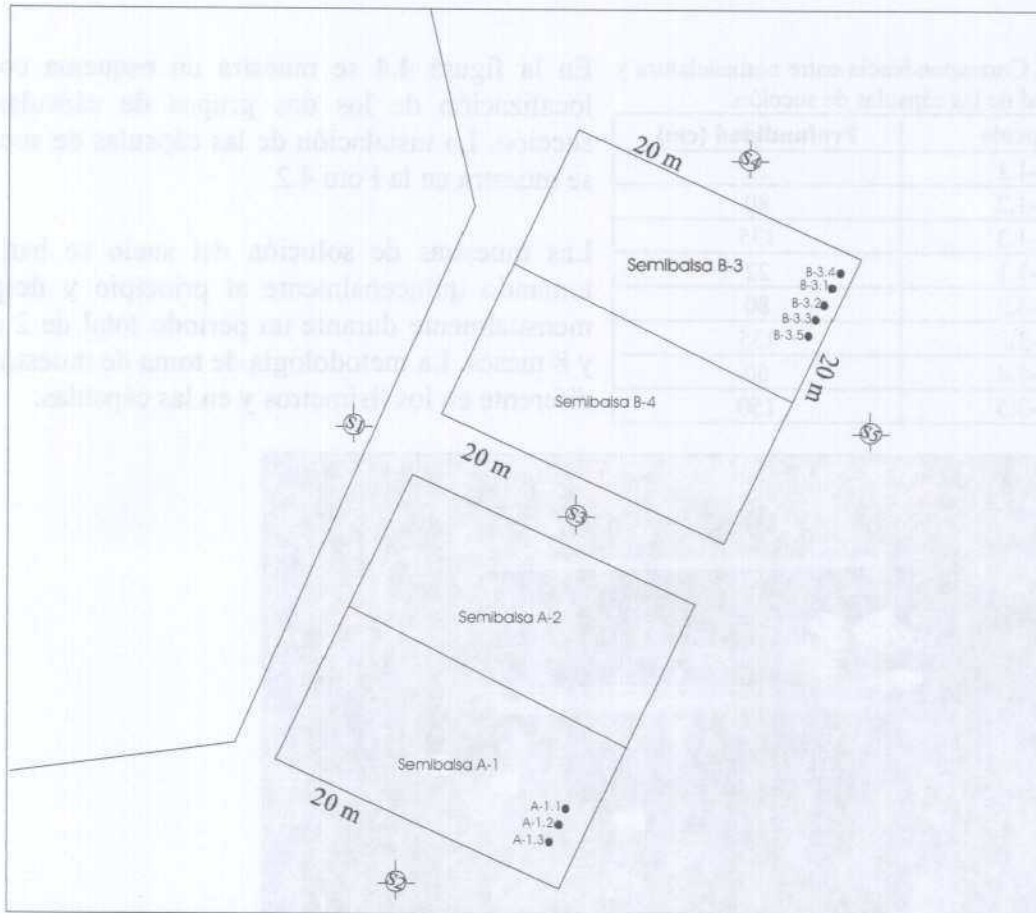


Figura 4.4. Esquema de la ubicación de las cápsulas de succión dentro de cada una de las balsas del sistema de IDT. (No está a escala).



Foto 4.3. Toma de muestras de las cápsulas de succión.

En las cápsulas de succión la muestra se recoge mediante una bomba de vacío y se introduce en la botella, tal y como se muestra en las fotografía 4.3.

En cuanto al transporte y la conservación, así como los métodos analíticos, se han seguido las recomendaciones del Instituto Geológico y Minero de España (ITGE, 1997), con la salvedad de que en ocasiones la cantidad de muestra recogida no era suficiente para llenar las botellas completamente. A las

muestras de solución del suelo, al igual que a las de agua subterránea, se les ha realizado un análisis de elementos mayoritarios y además cobre, zinc, hierro, boro y turbidez. Los métodos empleados para el análisis de la solución del suelo han sido:

- Ca, Mg, Na, K y Cd: Método por absorción atómica según EPA serie 200.
- pH: Método electrométrico según EPA 150.1.
- Conductividad eléctrica: Método electrométrico según EPA 120.1.
- DQO: Método espectrofotométrico según ASTM D1252-88.
- DBO₅: Método de incubación 5 días a 20°C, según EPA 405.1.
- Sólidos en suspensión: Método gravimétrico según EPA 106.5.
- Cl: Método tritimétrico según EPA 405.1.
- SO₄: Método espectrofotométrico según EPA 375.2.
- NO₃: Método espectrofotométrico según EPA 352.1.
- NO₂: Método espectrofotométrico según EPA 354.1.
- CO₃: Método tritimétrico según Rodier.
- HCO₃: Método tritimétrico según Rodier.
- NH₄: Método espectrofotométrico según EPA 350.1.
- SiO₂: Método espectrofotométrico según EPA 370.1.
- Turbidez: Método nefelométrico según EPA 180.1.
- COT: Método APHA 5310 B.
- Sólidos en suspensión orgánicos e inorgánicos: Método gravimétrico (EPA 160.4.)
- Sólidos no decantables: Método gravimétrico según EPA 160.1
- Fe: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-022
- Cu y Zn: Espectrofotometría de absorción atómica. PTE-AG-008
- B: ICP óptico.

4.4.- CONTROL DEL LECHO FILTRANTE

Para el estudio de las características y evolución del material que forma el lecho filtrante, se han tomado muestras del suelo de las balsas a lo largo del desarrollo de la experiencia. Durante el primer año las muestras se extrajeron mediante la apertura manual de catas. En cada muestreo se obtuvo material del primer centímetro, de 1 a 5 cm, 5 a 10 cm, 10 a 15 cm, de 15 a 20 cm y a partir de este punto cada 10 cm hasta una profundidad máxima de 60 cm. A partir del segundo año de investigación, el material extraído en cada muestreo fue del primer centímetro, de 1 a 5 cm, de 5 a 10 cm, de 10 en 10 cm hasta 120 cm y de 120 a 140 cm, y en algunos casos hasta los 160 cm de profundidad y fue extraído mediante un tomamuestras de barrena, pues la apertura manual de catas además de dificultosa producía una excesiva alteración del lecho. En la fotografía 4.4 se presenta la toma de muestras mediante una barrena Eijelkamp.

El material, una vez extraído, se sometió a un proceso de desecado al aire en un lugar protegido de la luz solar y de la contaminación por deposición de polvo atmosférico. Posteriormente se tamizó a 2 mm de tamaño de grano, el rechazo en todos los casos fue nulo. Las muestras homogeneizadas se guardaron en bolsas de plástico en lugar fresco, seco y oscuro hasta su análisis. En ningún caso ha transcurrido más de un mes entre la toma de muestra y la determinación de los parámetros sensibles al almacenamiento (carbono orgánico, nitrógeno, sales solubles).

Las determinaciones realizadas en el lecho filtrante y el método analítico empleado han sido:

pH en agua: La determinación del pH del suelo se realiza normalmente sobre la pasta saturada o sobre extractos acuosos de diversa concentración. Cuando se produce un aumento en la concentración del extracto éste lleva parejo un incremento en el valor del pH (Peech, 1965). Como contrapartida la medida sobre pasta saturada tiene el inconveniente de ser difícil debido

a la aparición de potenciales inducidos por los coloides disueltos. Las determinaciones se han realizado sobre una suspensión de suelo en agua en proporción 1:2,5, según Porta (1986)

Carbonatos equivalentes: Los carbonatos de calcio y/o magnesio están ampliamente distribuidos en los suelos, la importancia de su determinación está en que (Fizpatrick, 1980) :

- Se disuelven con relativa facilidad en el agua que tiene en solución anhídrido carbónico.
- Influyen decisivamente en el pH del suelo y con ello en su actividad biológica.
- Se acumulan cuando el clima se vuelve árido.
- El calcio y el magnesio son nutrientes esenciales para las plantas.



Foto 4.4. Toma de muestras del lecho filtrante tomada mediante barrena.

Por otro lado, la caliza activa actúa sobre la materia orgánica favoreciendo una humificación rápida a base de complejos poco evolucionados muy estables (Douchafour, 1984) lo cual puede tener influencia en la eliminación de materia orgánica en el lecho de las balsas.

Para la determinación de los carbonatos se ha empleado el método

del calcímetro de Bernard según la metodología descrita por Cobertera (Cobertera, 1993).

Conductividad eléctrica: La conductividad eléctrica de los suelos es debida a la presencia de iones móviles en la solución. Este parámetro actúa como un indicador fiable de la cantidad de sales disueltas, y como ayuda en la interpretación de las tasas de lavado mineral. La técnica empleada para la medida de la conductividad eléctrica ha sido el análisis del extracto de una suspensión, dado que permite realizar comparaciones más directas con los extractos de solución.

La determinación se ha realizado sobre el extracto 1:5 en agua, según recomienda el ISRIC (1993). La medida se ha llevado a cabo con un conductivímetro modelo Orión CD-418 con electrodo de grafito.

Capacidad de cambio catiónico: Se denomina capacidad de cambio catiónico de un suelo, CIC, al número de moles de iones de carga positiva adsorbidos que pueden ser intercambiados por gramo de masa seca, bajo unas condiciones dadas de temperatura, presión, composición de la fase líquida y una relación de masa-solución dada (Sposito 1989, en Porta 1994).

La CIC condiciona dos propiedades fundamentales de la matriz sólida del terreno. Por una parte su capacidad depuradora al determinar la cantidad y naturaleza de productos exógenos

que son inmovilizados al unirse a las posiciones de cambio, se trata de sustancias de naturaleza catiónica (metales pesados, compuestos orgánicos, ión amonio e incluso algunos virus). Por otra parte, supone una reserva de cationes calcio, magnesio, sodio y potasio principalmente (en suelos fuertemente abonados también de amonio) de importancia en la nutrición vegetal.

Se ha determinado mediante extracción con acetato amónico 1N a pH 7,0 (ISRIC, 1993).

Cationes de cambio y porcentaje de saturación de bases: La determinación se realiza sobre la solución de desplazamiento de acetato amónico empleada en la determinación de la CIC, en esta solución se encuentran todos los cationes que estaban ocupando posiciones de cambio. Mediante espectroscopía de absorción atómica se analizan Ca^{2+} y Mg^{2+} , y mediante espectrometría de emisión de llama Na^+ y K^+ .

Sales solubles: La determinación de sales solubles es importante porque son un claro indicador de la capacidad de un determinado material para mantener el crecimiento vegetal, porque determinan la presión osmótica de la solución del suelo, y porque permiten establecer y cuantificar los procesos de lavado o acumulación de solutos.

Para su determinación se han seguido las recomendaciones dadas por la cuarta edición del ISRIC (1993). Se ha seleccionado la extracción mediante suspensión suelo/agua en proporción 1:5 que proporciona mayor cantidad de muestra y es operativamente más sencilla de realizar.

La única modificación introducida en la técnica, que no tiene ninguna influencia en el resultado final, se refiere al tamaño de la muestra, que ha sido de 60 gramos en lugar de los 30 propuestos, a fin de conseguir un volumen de líquido suficiente para su remisión al laboratorio. Naturalmente el resto de los reactivos y el instrumental empleado se ha adaptado al nuevo peso de muestra.

Nitrógeno: El nitrógeno es necesario para garantizar una actividad microbiológica adecuada y para que los fenómenos de degradación bacteriana de contaminantes orgánicos sea significativa. El exceso de sus formas solubles en el suelo también es una de las principales causas de contaminación de las aguas subterráneas, pues el ion nitrato se comporta como un contaminante conservativo una vez que ha abandonado el suelo.

La determinación se ha realizado mediante una modificación del método de Kjeldahl propuesta por Bouat y Crouzet (1995), para su aplicación en el análisis rutinario de suelos. La principal diferencia con el método original se encuentra en el proceso de destilación, que en este caso se realiza en arrastre por corriente de aire.

Carbono orgánico: La determinación del carbono orgánico informa del contenido total de materia orgánica, por lo que es preciso relacionarlo con el contenido en nitrógeno, también de origen orgánico, para poder establecer las características de la materia orgánica que los contenía.

El contenido en carbono orgánico de los suelos influye también en la permeabilidad hidráulica de estos al ser responsable de la formación de agregados con la materia mineral que favorecen la formación de estructuras más permeables.

Para la determinación del carbono orgánico se ha empleado la técnica de Walkley y Black (ISRIC, 1993). El proceso operativo original se ha modificado de forma que en lugar de determinar el punto final de la valoración del dicromato mediante un indicador de color (difenilamina), se ha hecho mediante un electrodo de mercurio, lo que presenta múltiples ventajas: es un método más rápido, supone un notable ahorro de reactivos y el punto final de la valoración, que es difícil de ver con el colorante, ahora es muy fácil de determinar por la brusca caída del potencial redox reflejada en el potenciómetro.

Para el cálculo de la materia orgánica se aplica un factor de equivalencia entre materia orgánica y carbono orgánico de manera que (Cobertera, 1993):

$$\% \text{ materia orgánica} = \% \text{ carbono orgánico} \times 1,724$$

Caracterización de arcillas: El análisis de arcillas se ha realizado por difracción de Rayos X, método del polvo cristalino, y medida en equipo Philips PW-1700, tubo de cobre, monocromador de grafito y rendija automática. Se ha trabajado con 40 kV y 40 mA, efectuándose un agregado orientado de cada una de las muestras que fue sometido a pruebas de hinchamiento con etilén glicol en fase de vapor a 60 °C y de colapsamiento a 550 °C.

La extracción de las arcillas se ha realizado, después de dispersar la muestra con NH_4OH , mediante sedimentación controlada. La muestra así obtenida se trató con peróxido de hidrógeno 20 % (vol) y ácido acético 0,5 N para eliminar la materia orgánica y carbonatos, en aquellos casos en los que fue necesario, aunque el tratamiento no fue exhaustivo para evitar el ataque a la estructura de los minerales.

Para la estimación semicuantitativa de los minerales se han seguido los criterios dados por Schultz (1964), utilizando las reflexiones características de los difractogramas y sus poderes reflectantes. Así mismo se han calculado relaciones entre las proporciones de algunos minerales con el objeto de obtener información sobre los procesos de alteración que han tenido lugar.

Densidad aparente: Para la determinación de la densidad aparente se han tomado muestras



aparente se han tomado muestras inalteradas en cilindros de latón con unas dimensiones exteriores de 70 mm de longitud por 60 mm de diámetro exterior, el espesor de la pared es de 1 mm, lo cual proporciona una sección útil de $28,4207 \text{ cm}^2$ y un volumen de $184,9455 \text{ cm}^3$. El borde de las paredes está biselado para facilitar la penetración de los cilindros en el suelo. Las muestras se han empaquetado en campo en bolsas herméticas y transportadas al laboratorio para su tratamiento y pesaje. En la foto 4.5 se presenta el proceso de muestreo mediante cilindros.

Foto 4.5. Toma de muestras inalteradas mediante el sistema de

Análisis granulométrico: La determinación de la textura tiene gran interés pues es necesaria para la correcta clasificación de los suelos, pero además influye de forma determinante sobre dos características que condicionan su actividad como depurador: la permeabilidad hidráulica y la acción como filtro mecánico. Así mismo interesa conocer la proporción de elementos mas finos, limos y arcillas, pues son responsables, junto con la materia orgánica, de la capacidad de cambio catiónico. El ensayo granulométrico se ha realizado por vía húmeda con tamices ASTM.

4.5.- CONTROL DE LOS MICROORGANISMOS EN EL AGUA RESIDUAL, EN LA SUBTERRÁNEA Y EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO

Como en casos anteriores, para la toma de muestras, su transporte y conservación se han seguido las indicaciones del ITGE, 1997. En total se dispuso de cinco muestras para análisis microbiológicos, correspondientes a los meses de marzo a julio de 1997, en las que se han determinado los indicadores siguientes: aerobios totales, coliformes totales, coliformes fecales, clostridios sulfitorreductores y estreptococos fecales. Las muestras tomadas son del agua residual, de la solución del suelo y del agua subterránea.

Las muestras de agua residual han sido tomadas a la entrada a la instalación (agua residual bruta), a la salida de la balsa almacén y a la salida de la balsa de decantación, que es el agua que se aplicará al suelo. Las muestras de solución del suelo han sido tomadas de los lisímetros con drenes horizontales construidos en el centro de cada una de las balsas de infiltración (A y B) y de otro que se encuentra en el antiguo filtro verde (C). No todos los drenes han dado agua, lo que hace que solo se haya podido obtener muestra de alguno de ellos, siendo los más



Foto 4.6. Punto de muestreo del agua bruta a la salida del pretratamiento.

profundos los identificados en todos casos con el número 1 y los más superficiales los identificados con el número 6. Las muestras de agua subterránea se han obtenido de los cinco piezómetros de control construidos alrededor de la instalación, de M1 a M5 y del pozo de abastecimiento del municipio M7 así como de un pozo de riego aguas abajo próximo a la depuradora, M8. La técnica analítica empleada ha sido el recuento previa filtración en membrana mediante el sistema de la marca Milipore.

4.6.- CONTROL DEL AGUA RESIDUAL URBANA

Los puntos de muestreo del agua residual urbana han sido tres, para el agua bruta el caño de vertido desde la arqueta de salida del tratamiento primario (foto 4.6); para la balsa de decantación la orilla opuesta al punto de entrada del agua, justo antes de su trasvase a la balsa almacén; y para el agua de la balsa almacén, las tuberías de reparto en el interior de las balsas de infiltración.

Las muestras han sido guardadas en botellas de polipropileno nuevas, llenadas hasta el borde y transportadas en neveras portátiles hasta su entrega en el laboratorio, que se ha realizado dentro de las 24 horas siguientes al muestreo.

En total se dispone de 11 análisis completos de cada uno de los tres puntos muestreados. Se han analizado los mismos parámetros que en la solución del suelo y se ha seguido la misma metodología en su realización.

4.7.- CONTROL DE LA DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA Y DEL AGUA DEL RÍO

La deposición atmosférica se obtiene mensualmente mediante un captador (foto 4.7 y figura 4.5) instalado entre las dos balsas de infiltración. Este consiste en un bidón de plástico en cuya boca encaja un embudo, su interior

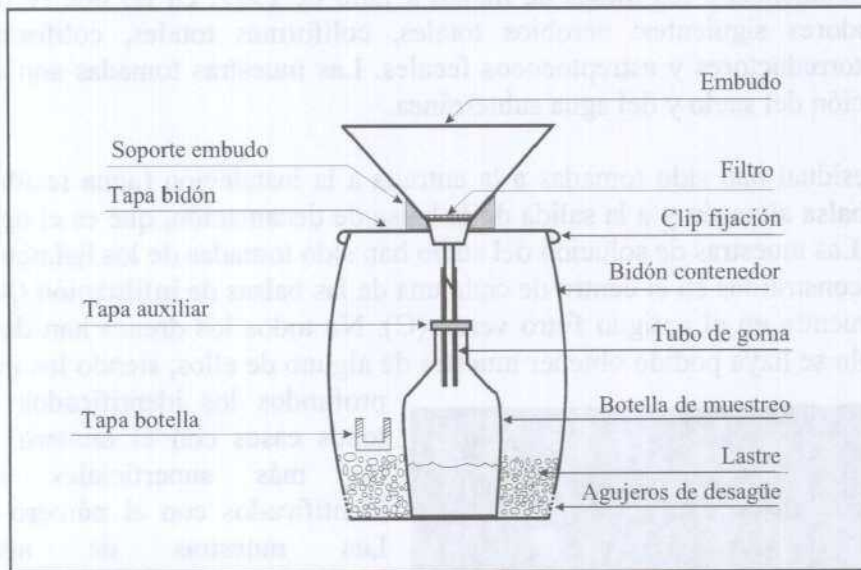


Figura 4.5. Esquema del captador de deposición atmosférica.



Foto 4.7. Captador de agua de lluvia.

cuya boca encaja un embudo, su interior contiene una rejilla que impide la penetración de insectos o de cualquier pequeño objeto que pudiera caer al embudo y que además disminuye de forma importante la evaporación. Este embudo recoge el agua de lluvia y la conduce hasta un recipiente también de plástico colocado en el interior de bidón.

Mensualmente se mide el volumen de agua recogida y se toma una muestra en la que se determinan los mismos parámetros que en el agua residual, subterránea, solución del suelo y también en el agua del río. Se han realizado un total de 16 muestreos distribuidos durante los años 2001, 2002 y 2003.

En los meses en que el río lleva agua también se tomó muestra. Se dispone de dos campañas de muestreo, la primera coincide con el periodo durante el cual se realizó la experiencia de recarga

previa a la investigación actual (desde septiembre de 1998 a marzo de 1999). El segundo periodo comprende, desde agosto de 2000 hasta junio de 2003.

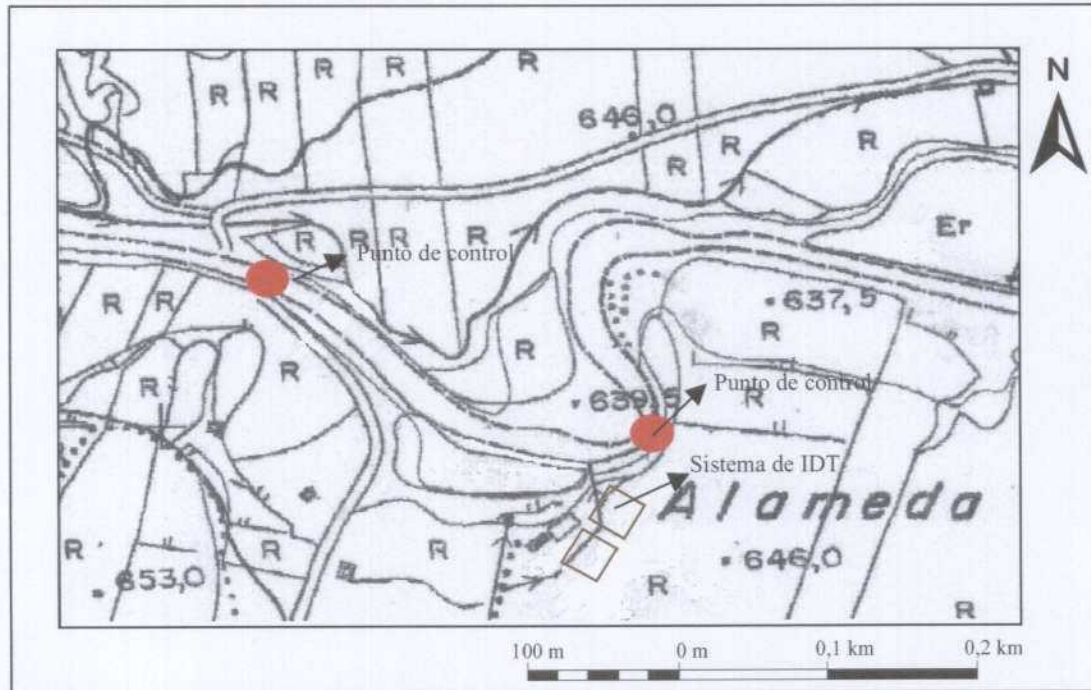


Figura 4.6. Plano de situación en el que se muestran en rojo los puntos de control del agua del río. Modificado del mapa topográfico E 1:10000.

Los puntos de muestreo han sido dos, uno a la altura del pozo de abastecimiento a la población de Dehesas, y otro unos 20 metros por de bajo del filtro verde. En la figura 4.6 se muestra la situación exacta de estos puntos.

Al principio se tomaban dos muestras quincenales, una aguas arriba de la estación depuradora y otra aguas abajo pero como no existía diferencia apreciable entre los resultados del análisis de ambas, dado que el filtro verde dejó de funcionar, se ha procedido a tomar una sola muestra mensual y en un solo punto del río, el más próximo al pozo de abastecimiento del municipio.

Tanto para la deposición atmosférica como para el agua del río, la metodología de transporte y conservación de las muestras coincide con la utilizada en el caso de las aguas subterráneas. De igual modo, coinciden también los parámetros analizados así como los métodos de análisis empleados.

Capítulo 5

RESULTADOS ANALÍTICOS

5.- RESULTADOS ANALÍTICOS

Las aguas subterráneas son la fuente de abastecimiento de la población de Dehesas de Guadix y un factor vital de la actividad agrícola del municipio, además van a ser, en última instancia, el medio receptor del agua residual aplicada. Es necesario hacer un seguimiento prolongado en el tiempo del comportamiento del agua subterránea en el acuífero, para determinar su evolución hidroquímica natural así como la posible influencia de agua residual aplicada.

5.1.- CARACTERIZACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

En la tabla 5.1 se muestran los resultados analíticos¹ de los nueve puntos controlados. De éstos, tres, (de M6 a M8) son sondeos construidos para riego hace tiempo y en funcionamiento en la actualidad, por tanto bombean regularmente. En cambio, los puntos del M1 al M5 son los piezómetros de control de pequeño diámetro construidos para esta experiencia, sin una circulación del agua tan intensa como en los anteriores.

Tabla 5.1. Composición media del agua subterránea en los pozos de control antes del inicio de la experiencia.

Punto	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH	CE	R.S.	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	N _{total}
M1	10,8	227	616	342	0	20	259	79	149	22	7,6	2469	1560	4,12	0,01	0,78	23,1	5,71
M2	9	288	772	199	0	5	277	89	161	12	7,3	2673	1738	ND	0,07	0,03	22,9	1,15
M3	3,3	319	923	353	0	45	291	132	228	10	7,5	3323	2070	0,20	0,02	ND	24,8	10,27
M4	4,7	321	758	228	0	13	268	98	175	18	7,6	2889	1793	0,50	0,35	0,02	22,1	3,33
M5	4,8	308	784	352	0	33	268	111	206	11	7,5	3072	1967	0,34	0,01	ND	25,3	7,63
M6	5,5	309	809	283	0	24	276	108	193	13	7,5	2989	1892	0,26	0,11	0,01	23,8	5,59
M7	1,5	159	494	294	0	45	171	74	133	8	7,7	2040	1142	ND	ND	ND	21,2	10,20
M8	5,1	289	784	382	0	50	278	120	188	10	7,6	3057	1896	0,42	0,35	ND	21,2	11,63

Todos los resultados están expresados en mg/L, salvo el pH en unidades de pH y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$.
DQO= Demanda química de oxígeno. C.E.= Conductividad eléctrica. R.S.= Residuo seco.
ND= Valor por debajo del límite de detección.

Se trata de aguas de fuerte mineralización, atribuible a la influencia de los materiales evaporíticos del sustrato. Su residuo seco varía entre 1142 mg/L en la muestra menos mineralizada, M7 y 2070 mg/L en la más mineralizada, M3. La conductividad eléctrica supera normalmente los 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH se encuentra en todos los casos por encima de 7.

En la figura 5.1 se ha representado mediante un diagrama de Piper las facies hidroquímicas. Dada la procedencia de este agua subterránea, se observa un cierto predominio del calcio sobre el magnesio y de éstos sobre la suma sodio + potasio, aunque no de forma clara. El contenido en sodio es relativamente elevado, esto podría plantear un problema desde el punto de vista del empleo del agua para riego, pero al ser la relación $(\text{Ca}+\text{Mg})/\text{Na}$ muy favorable a los cationes divalentes el efecto del ión alcalino se ve contrarrestado y el problema no es relevante, como se demuestra más adelante mediante el cálculo de los índices agrícolas. El contenido en aniones es algo menos equilibrado, apreciándose un claro predominio del ión sulfato sobre el resto dando lugar a la facies sulfatada predominante en el agua subterránea del área de estudio.

¹ Se presentan los valores medios de los 7 análisis realizados antes de que el sistema de infiltración empezara a funcionar.

Destacar el elevado contenido en nitratos, cuya procedentes del empleo de abonos agrícolas y ocasionalmente en la infiltración del agua del río, bastante eutrofizado. En algunos casos llega hasta el límite establecido para aguas de consumo (50 mg/L) y en otros se encuentra muy próximo a éste. Este dato muestra la vulnerabilidad del acuífero, afectado por la actividad antrópica en su superficie. En el caso del sondeo M-7, la importancia de este hecho es mayor si cabe, ya que se trata del sondeo de abastecimiento de la población de Dehesas, y es uno de los que muestra valores más altos de nitrato. Dada la proximidad de éste al río cabe pensar que se está provocando un flujo inducido del río hacia el acuífero aluvial, que ha de ser tenido en cuenta, porque es muy probable que este hecho sea la causa fundamental de las oscilaciones de alguna de estas especies iónicas que puedan detectarse durante el estudio de la evolución del agua subterránea en este punto, aspecto que se tratará más adelante.

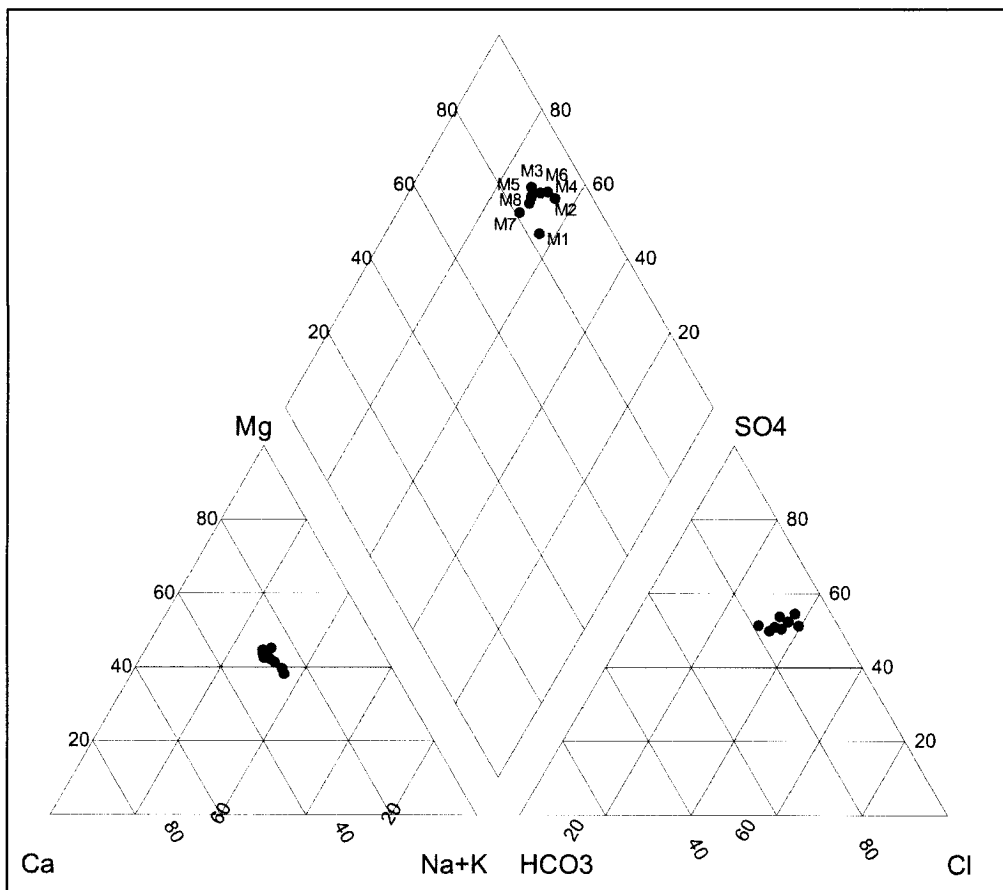


Figura 5.1.- Diagrama de Piper del agua subterránea del entorno del acuífero de Dehesas de Guadix.

El contenido en fósforo, como corresponde a aguas subterráneas que atraviesan formaciones de naturaleza caliza, se encuentra en la mayoría de los puntos muestreados bajo el límite de detección o en niveles muy bajos. El mayor contenido en fósforo se detecta en el sondeo M-1, y tiene su origen en la contaminación producida durante su construcción, pues se emplearon polifosfatos como aditivos de perforación, no teniendo ningún otro significado.

Por el contrario, sí se detectan con más frecuencia cantidades más significativas de las formas reducidas del nitrógeno, especialmente de nitritos, esto hace pensar en la necesidad de la implantación de un sistema de tratamiento eficaz del agua residual. Es muy probable que el

amonio proceda en su mayor parte de su empleo en la agricultura. Sin embargo, otra parte no menos importante, dado que su aporte es más puntual, se puede deber al vertido incontrolado de aguas residuales al río debido al mal funcionamiento del filtro verde de la población de Dehesas (ya abandonado) como sistema de depuración en el momento en que se realizaron los muestreos previos a la instalación del sistema de infiltración directa. Por esta razón es necesario determinar en qué tramos el río es ganador o perdedor respecto al acuífero ya que el río puede ser también un medio de transmisión de los contaminantes a las aguas subterráneas en los tramos en los que se pudiera infiltrar hacia el acuífero. Este aspecto se abordará en detalle más adelante en este capítulo.

En la tabla 5.2 se presentan los principales parámetros calculados, entre ellos, los índices D'Amore *et al.* (1983), el índice de cambio de bases (icb), la dureza y la suma total de aniones y cationes expresados en meq/L.

Tabla 5.2. Caracterización de las aguas subterráneas. Parámetros calculados.

Sondeo	Cationes	Aniones	Error	Índices de D'Amore						icb	icb(-)	Dureza ^(*)
				A	B	C	D	E	F			
M1	25,8	25,2	2,3	-28,7	7,2	18,3	18,5	31,8	-17,1	-0,8	-0,3	702
M2	27,7	27,5	0,6	-46,5	14,9	14,0	17,1	43,6	-15,6	-0,5	-0,2	773
M3	35,2	34,7	1,2	-38,7	19,3	10,1	5,1	46,6	-4,4	-0,4	-0,2	1120
M4	28,9	28,8	0,4	-41,8	14,5	8,9	12,4	45,1	-11,7	-0,3	-0,2	846
M5	31,3	31,3	0,1	-33,7	14,9	9,4	8,1	43,5	-5,3	-0,4	-0,1	978
M6	30,8	30,6	0,6	-39,9	16,1	10,5	10,3	44,8	-8,9	-0,4	-0,2	929
M7	20,4	20,3	0,2	-26,9	14,1	14,4	6,6	38,7	-4,9	-0,7	-0,2	641
M8	31,6	31,5	0,2	-31,9	13,5	12,4	7,0	41,1	-9,4	-0,5	-0,2	970

^(*) mg/L de CaCO₃ Cationes y aniones en meq/L
El resto de los parámetros son adimensionales

El elevado contenido en Ca y Mg hace que la dureza sea relativamente elevada, encontrándose en un rango entre 641 mg/L de CaCO₃, en el sondeo M7, y 1120 mg/L de CaCO₃, en el M3. En general los valores obtenidos varían poco de un sondeo a otro.

Tabla 5.3. Relaciones iónicas para las aguas subterráneas.

MUESTRA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
M1	0,75	0,40	0,57	0,54	1,72	0,92	1,32	1,00	0,87	1,14	0,05	20,00	0,81	2,00
M2	0,41	0,21	0,67	0,66	2,00	1,05	1,26	1,19	0,91	2,49	0,03	39,22	0,78	1,98
M3	0,51	0,26	0,71	0,70	1,69	0,86	1,12	1,16	0,95	1,55	0,02	49,45	0,57	2,14
M4	0,43	0,22	0,78	0,75	1,81	0,94	1,16	1,19	0,92	2,42	0,04	25,30	0,69	1,74
M5	0,56	0,30	0,75	0,73	1,59	0,84	1,14	1,13	0,89	1,51	0,02	41,40	0,60	1,88
M6	0,48	0,25	0,73	0,71	1,75	0,91	1,16	1,17	0,92	1,88	0,03	36,78	0,65	1,93
M7	0,73	0,38	0,60	0,59	1,55	0,81	1,19	1,03	0,92	0,93	0,03	36,32	0,58	2,29
M8	0,67	0,33	0,67	0,66	1,74	0,85	1,17	1,13	1,05	1,30	0,02	47,24	0,63	2,00

1:(CO₃+HCO₃)/Ca 2:(CO₃+HCO₃)/(Ca+Mg) 3:Cl/Na 4:Cl/(Na+K) 5:SO₄/Ca 6:SO₄/(Ca+Mg)
7:(CO₃+HCO₃+SO₄)/(Ca+Mg) 8:(Cl+SO₄)/(Na+K+Ca) 9:Mg/Ca 10:Cl/HCO₃ 11:K/Na 12:Na/K 13:Na/(Ca+Mg)
14:SO₄/Cl

Los índices D'Amore no presentan una tendencia clara. El índice A es negativo, lo que corresponde a un predominio de sulfatos sobre carbonatos. Esto unido a un índice B positivo, característico de aguas enriquecidas en sulfatos al circular a través de terrenos evaporíticos, confirman la influencia de formaciones yesíferas, que en cierta medida enmascaran la influencia de los materiales margosos que harían que dicho índice tomara valores negativos. Respecto a las relaciones iónicas, en la tabla 5.3 se han calculado todas las de uso frecuente

aunque sólo se comentan las que son realmente significativas en este caso. La relación Mg/Ca, que en las aguas continentales varía frecuentemente entre 0,3 y 1,5, toma valores en general próximos a 1, pues el material calizo dominante es de tipo dolomítico. La relación K/Na toma valores entre 0,02 y 0,05 que se encuentran dentro de lo normal. La elevada capacidad de cambio iónico de las arcillas del medio deben estar retirando de forma selectiva sodio y potasio.

En la tabla 5.4 se muestran los principales índices agrícolas. Como se puede observar, en todos los casos el índice C, conductividad eléctrica según las normas Riverside (Canovas, 1986) oscila entre alto y muy alto, debido a lo cual, todas las aguas pertenecen al grupo C3 o C4, que desaconseja su empleo si no es en el caso de sistemas bien drenados, con un riego suficiente para favorecer el lavado de las sales del suelo y empleando cultivos que no sean sensibles al exceso de sales. A pesar del alto contenido en sodio, todas las muestras presentan un índice S (riesgo de alcalinización según las normas Riverside) inferior a 5 unidades, encontrándose dentro del grupo denominado S1, para el cual se considera que no existe riesgo de alcalinización. Según el criterio de H. Greene (H. Greene en Cánovas, 1986) se trata de un agua de buena calidad, pues el sodio está compensado suficientemente con los cationes divalentes.

Tabla 5.4. Índices agrícolas para el agua subterránea.

MUESTRA	Riesgo de salinización			Riesgo de alcalinización			%Na	CSR		RCa	RMg	Normas Scott	
	C (µS/cm)			S									
M1	2469	C3	Alto	4,3	S1	Bajo	45,9	6,55	Inadecuada	0,3	0,5	7,8	Tolerable
M2	2673	C3	Alto	4,3	S1	Bajo	44,6	3,98	Inadecuada	0,3	0,5	7,1	Tolerable
M3	3323	C4	Muy alto	3,8	S1	Bajo	36,7	6,31	Inadecuada	0,3	0,5	6,4	Tolerable
M4	2889	C3	Alto	4,0	S1	Bajo	41,9	4,41	Inadecuada	0,3	0,5	6,4	Tolerable
M5	3072	C4	Muy alto	3,7	S1	Bajo	38,1	6,92	Inadecuada	0,3	0,5	6,6	Tolerable
M6	2989	C3	Alto	4,0	S1	Bajo	40,1	5,40	Inadecuada	0,3	0,5	6,6	Tolerable
M7	2040	C3	Alto	2,9	S1	Bajo	37,5	5,37	Inadecuada	0,3	0,5	11,3	Tolerable
M8	3057	C4	Muy alto	3,9	S1	Bajo	39,1	5,77	Inadecuada	0,3	0,5	7,1	Tolerable

C: Conductividad eléctrica CSR: Carbonato sódico residual RNa: Relación de sodio
S: Riesgo de alcalinización RCa: Relación de Calcio

El carbonato sódico es, elevado, lo cual trae consigo el peligro de la formación de depósitos en sistemas de riego. La elevación de la relación de sodio por este mismo fenómeno también ha de ser considerada. La relación de calcio y magnesio se encuentran dentro de los límites tolerables. En la última columna de la tabla se presenta la clasificación de las aguas de riego según Scott (Scott en Cánovas, 1986). Se trata, según este criterio de aguas tolerables para el cultivo siempre que se tomen precauciones para impedir acumulación de sales, en general mediante riegos abundantes.

Conclusiones

Las aguas subterráneas del acuífero de Dehesas de Guadix son la fuente de abastecimiento del municipio y por tanto, su composición va a determinar la composición del agua residual. Su facies catiónica es de tipo intermedio, cálcico-magnésico-sódica. La aniónica es menos equilibrada, predominando el ión sulfato, aunque también es abundante el cloruro. Se caracterizan por ser de fuerte mineralización debido a la influencia de los materiales evaporíticos del sustrato, por tanto su conductividad eléctrica es alta, oscilando los datos

medios entre 2040 y 3533 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH se encuentra por encima de la neutralidad, aunque sin llegar a ser claramente alcalino.

El contenido en fósforo suele estar por debajo del límite de detección de la técnica empleada, llegando como mucho a concentraciones entre 0,01 y 0,03 mg/L, típicos de la naturaleza carbonatada del acuífero.

El contenido en nitrógeno inorgánico es elevado en todas sus formas, especialmente como nitratos, que en muchos casos se encuentra muy próximo al límite permitido para el agua de consumo (en algún caso lo alcanza), este es el caso del sondeo de abastecimiento del municipio de Dehesas (M7), que presenta un valor medio de 45 mg/L. Las especies reducidas del nitrógeno también se encuentran en cantidades significativas. El nitrito oscila entre 4,12 mg/L en el sondeo M1 y 0 mg/L en el M2 y M7. El amonio oscila entre 0,35 mg/L en los sondeos M4 y M8 y 0 en M7. Estos valores dejan patente la vulnerabilidad del acuífero, que se está viendo afectado por la actividad agrícola desarrollada sobre su superficie y por los aportes de contaminantes que el río transmite al acuífero en determinados tramos del mismo.

Los índices D'Amore se corresponden con aguas en contacto con materiales margo-calizos y evaporíticos (yesos), que confieren al agua su mineralización característica.

Su empleo como agua de riego no es aconsejable excepto en terrenos bien drenados y para cultivos resistentes a la salinidad. Sin embargo, dado su alto contenido en calcio y magnesio, que hacen que el sodio esté suficientemente compensado, no existe riesgo de alcalinización del suelo.

El carbonato sódico residual es elevado, oscilando entre 8,05 y 3,98 mg/L, y junto con el calcio podrían precipitar, dando lugar a la formación de depósitos de carbonato cálcico.

Desde el punto de vista de la infiltración sobre el terreno destaca el contenido elevado en sodio, entre un 32,4 y un 45,9 %, suficientemente compensado por los cationes divalentes, y el estado de saturación de los minerales carbonatados que en ciertas condiciones podrían precipitar dando lugar a la aparición de costras calizas, capaces de producir la colmatación del terreno.

5.2.- EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL AGUA SUBTERRÁNEA

En este apartado se presenta y comenta la evolución que ha seguido la composición del agua subterránea, desde el inicio de los estudios previos de caracterización de los materiales y construcción del sistema de balsas de infiltración, hasta la finalización del periodo de muestreo, (de noviembre de 1997 a abril de 2003).

Conocer la evolución de agua subterránea puede permitir diferenciar el impacto producido como consecuencia de esta actividad, de la evolución natural del acuífero y la inducida por la actividad agrícola. Los resultados analíticos completos de cada uno de los sondeos muestreados se encuentran en el Anexo III, ordenados por el nombre del punto de control y fecha de muestreo.

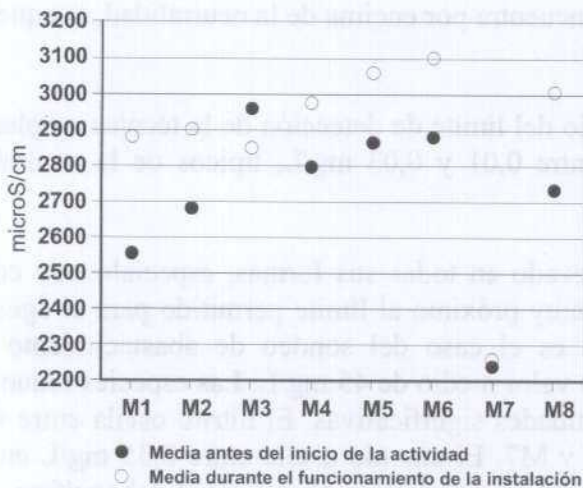


Figura 5.2. Conductividad media del agua subterránea durante las fases de construcción y de funcionamiento de la instalación.

debido a que se produzca contaminación sino a una variación general de todo el sistema. Además coincide que el aumento es semejante en todos los puntos.

Respecto al sondeo M3, su diferente comportamiento se debe muy posiblemente a la ausencia de suficientes datos durante el periodo de funcionamiento. En este sondeo, poco tiempo después del inicio de la actividad, se instaló un limnógrafo para controlar el nivel piezométrico en continuo, por lo que se dejó de muestrear. El pozo M7 es el de abastecimiento de la población, fuertemente afectado por la composición del agua del río, por lo que se puede decir que realmente no es representativo del agua del acuífero ya que se mezcla con la del río cuando lleva agua, mejorando su calidad.

En la figura 5.3 se muestra la evolución temporal de la conductividad en los cinco piezómetros de control construidos alrededor de las balsas de infiltración. Como se puede observar se produce un ligero aumento de la conductividad eléctrica en el segundo periodo de la investigación pero se aprecia también cómo estos valores se mantienen estables entre 2900 y 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durante el segundo periodo de muestreo, que ha durado casi tres años.

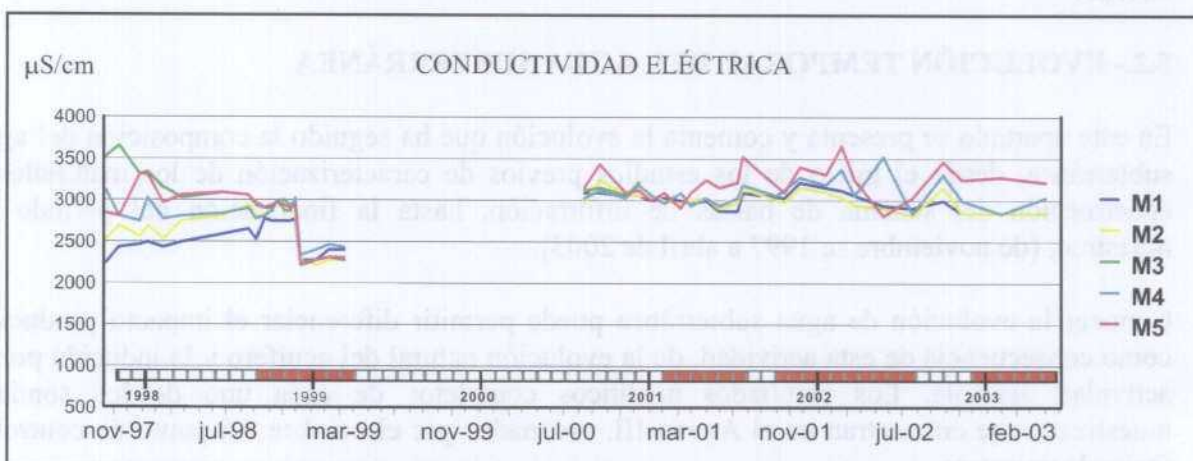


Figura 5.3. Evolución de la conductividad eléctrica en los piezómetros de control. Línea del tiempo para la comparación con los momentos en que el río lleva agua (rojo).

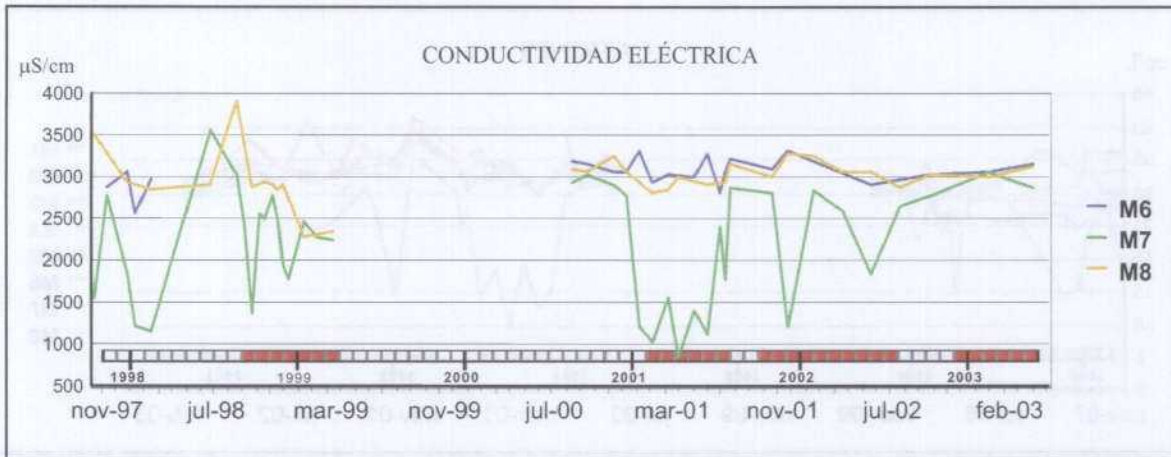


Figura 5.4. Evolución de la conductividad eléctrica en los sondeos de riego y en el de abastecimiento. Línea del tiempo para la comparación con los momentos en que el río lleva agua (rojo).

En la figura 5.4 se muestra la evolución de la conductividad eléctrica en los dos sondeos de riego (M6 y M8) y en el de abastecimiento de la población de Dehesas (M7). Los dos pozos de riego, tomados como referencia de la calidad del agua del acuífero, se comportan de forma semejante y, comparando las muestras correspondientes al primer periodo de muestreo con las del segundo no se aprecia un aumento en la conductividad en ninguno de los dos casos. Además, muestran valores semejantes a los obtenidos en el segundo periodo para los cinco piezómetros de control. Este hecho pone de manifiesto dos cuestiones: (a) que los valores de la conductividad para los piezómetros en el primer periodo pueden haberse visto influidos por el propio proceso de estabilización de los mismos tras su construcción y (b) que no se aprecia que el agua residual aplicada esté llegando al acuífero dado que lejos de registrarse una elevación de la conductividad, ésta se mantiene muy estable.

El comportamiento del sondeo de abastecimiento M7 respecto a la conductividad es algo diferente. Si se compara su evolución con los meses en que el río ha llevado agua se puede apreciar que el descenso de la conductividad coincide con los periodos en los que el río lleva agua. Esto hace suponer que el bombeo del sondeo de abastecimiento induce la recarga del acuífero a partir del río, haciendo que la conductividad disminuya.

En principio se observa la existencia de una importante dispersión de valores en el primer periodo. Los valores medios oscilan dentro de una amplia franja que va desde un mínimo de 1583 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo M7 a 3551 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo M3. Con el tiempo se produce una clara tendencia a la estabilización y a la desaparición de la dispersión, de forma que al final del periodo de muestreo las diferencias entre unos puntos y otros se reducen sustancialmente, 2863 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo M2 y 3283 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo M5.

La explicación de este comportamiento, que por extensión puede aplicarse en general a las especies mayoritarias en solución, está en que la construcción de los sondeos de investigación altera notablemente la composición de las aguas debido a contaminación procedente del suelo, de los materiales removidos y principalmente de los aditivos de perforación. De esta forma, en los pozos de riego la dispersión no es tan acusada como en los sondeos piezométricos construidos para la experiencia. Con el tiempo los sondeos se van lavando y las diferencias en la composición entre unos y otros van disminuyendo aproximándose al fondo natural de las aguas subterráneas del lugar.

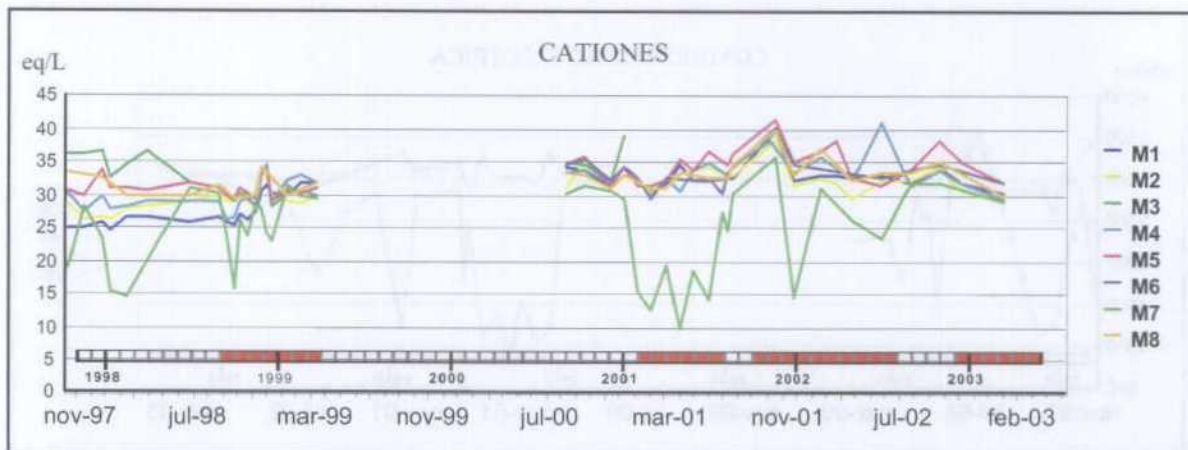


Figura 5.5. Evolución de la suma de cationes calcio, magnesio, sodio y potasio en el agua subterránea.

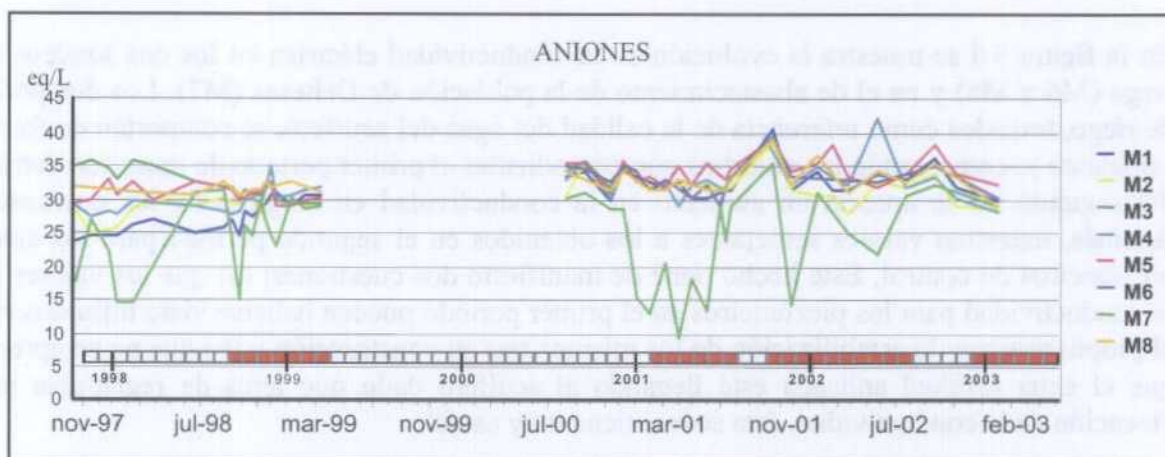


Figura 5.6. Evolución de la suma de aniones bicarbonato, carbonato, sulfato y nitrato en el agua subterránea.

En las figuras 5.5 y 5.6 se muestra la evolución del contenido en cationes y aniones con el tiempo que, como era de esperar, presentan un comportamiento similar a la conductividad eléctrica, siendo mayor la fluctuación en el primer periodo y menor en el segundo, así como el sondeo M7, que es el de abastecimiento a la población y que, como ya se ha mencionado, es el que muestra mayor variabilidad en su composición, debido sin duda al efecto de bombeo intenso que de él se hace y como consecuencia a la influencia que sobre él ejerce el río.

El sodio, presenta valores medios altos que oscilan entre 207 mg/L en el sondeo M7 y 285 mg/L en el M8. De igual modo, la concentración de potasio es relativamente elevada, esto no es extraño si se tiene en cuenta la gran proporción de potasio solubilizable que contienen los materiales que forman el suelo y la zona vadosa (ver apartado 5.6).

En la figura 5.7 se muestra la evolución del contenido en potasio. En ella destaca el comportamiento de los puntos M1 y M4. Se observa que la concentración de potasio en el primer periodo es prácticamente el doble que la del resto y además siguen una evolución idéntica ya desde antes de que comenzara el proceso de infiltración. Este hecho reviste gran importancia a la hora de determinar si las aguas residuales están produciendo algún tipo de afección al acuífero.

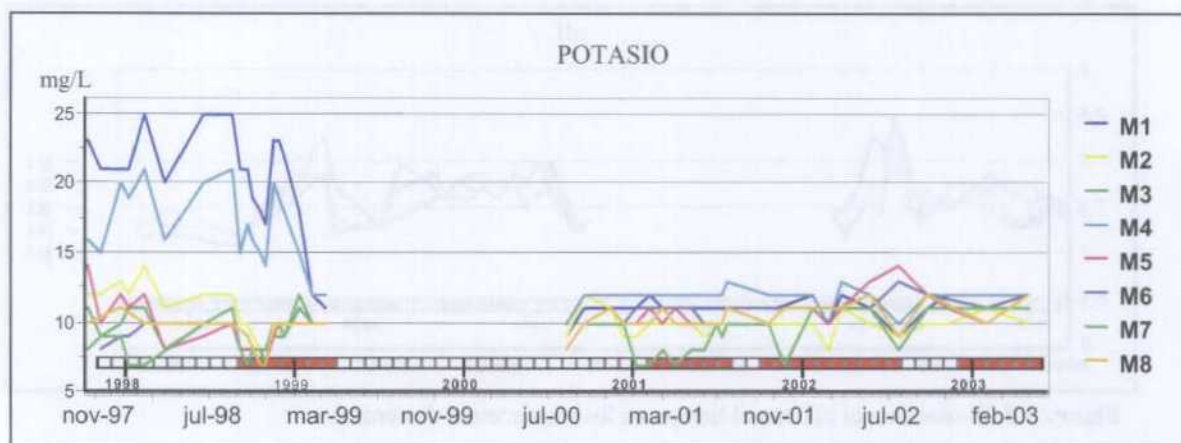


Figura 5.7. Evolución del potasio con el tiempo en los puntos de control.

La concentración media de potasio en el agua residual es de 33 mg/L, una afección sobre el agua subterránea podría suponer un aumento detectable de este metal de forma inmediata. Sin embargo, la evolución al unísono y la elevada concentración en ambos sondeos, M1 y M4, se produce al principio del muestreo, mucho antes de iniciar el proceso de aplicación del agua residual al suelo. Es de prever que el motivo de la elevada concentración de este metal sea, o bien la existencia de un nivel con micás o arcillas muy alteradas o, y esta es una posibilidad más plausible, la existencia de un nivel más permeable que ponga en conexión ambos sondeos y los relacione con la infiltración del río y del filtro verde. La elevada correlación entre el potasio y el fósforo apoyarían esta idea.

Un dato para descartar que el potasio detectado proceda del agua residual aplicada es que este ión, al igual que el fósforo queda retenido muy rápidamente por el suelo, lo que hace difícil que a la profundidad a la que captan agua los sondeos llegue el potasio procedente del agua residual. Esta hipótesis toma más fuerza si analizamos la evolución de este catión en el segundo periodo de muestreo en el que el filtro verde ha dejado de funcionar y toda el agua residual se depura mediante el sistema de balsas de infiltración. En este periodo se puede apreciar como la concentración de potasio para todos los puntos se homogeneiza y evoluciona de forma semejante, en torno a 10 mg/L durante toda su duración.

La evolución del calcio y el magnesio corren parejas y se comportan según el patrón ya descrito, valores relativamente dispersos que según pasa el tiempo se agrupan en torno a los valores de fondo del acuífero.

Respecto a los, sulfatos, cloruros y bicarbonatos, evolucionan de forma similar a como lo hacen los cationes que compensan. Al comienzo del periodo de control se observa, como ocurría con los cationes, una notable dispersión de los datos entre los diferentes puntos de muestreo, que se va anulando paulatinamente según transcurre el tiempo, de forma que al final del muestreo los valores tienden a uniformizarse.

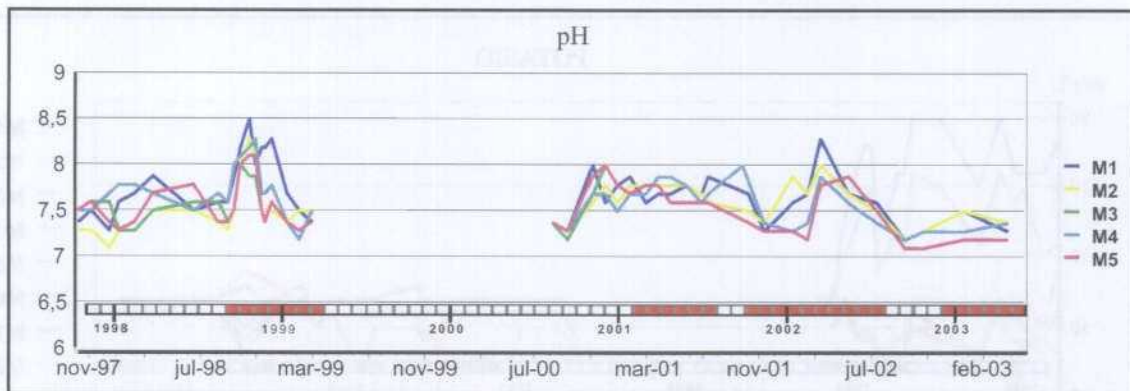


Figura 5.8. Evolución del pH con el tiempo en los piezómetros de control.

En las figuras 5.8 y 5.9 se observa que en general, la variación del pH no parece responder a ningún patrón concreto, aunque se produzca en una franja relativamente estrecha y siempre con valores por encima de la neutralidad, entre un máximo de 8,5 en el sondeo M1 y un mínimo de 7,1 en los sondeos M2 y M5.

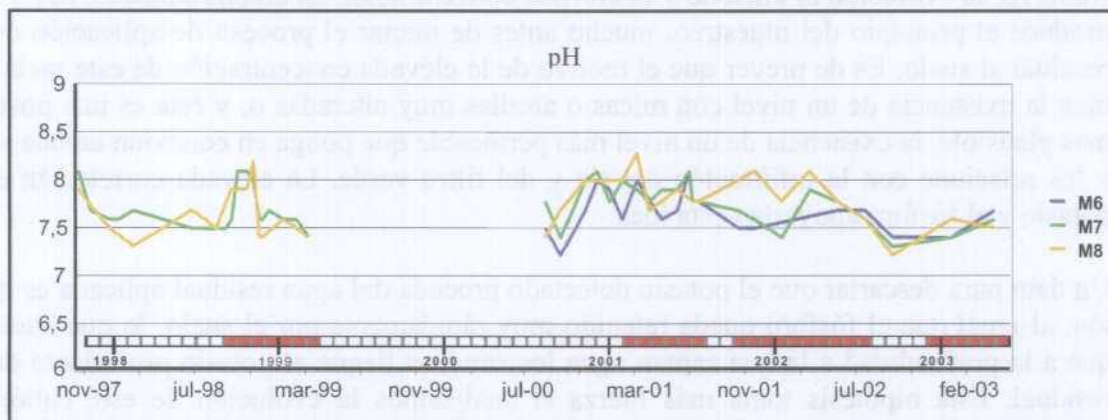


Figura 5.9. Evolución del pH con el tiempo en los pozos de riego y en los de abastecimiento.

Como norma general, las aguas en contacto con materiales carbonatados presentan pH básicos, entre 7,5 y 8 unidades, por lo que no debiera encontrarse el ión carbonato en disolución. No obstante, en muestras puntuales de los sondeos M1, M2 y M4 y, en especial, en el primer periodo de muestreo, se ha detectado presencia de carbonatos, lo que acompaña a una elevación del pH en esas muestras.

Es importante resaltar que las variaciones temporales, no solo de pH sino también de la mayoría de los parámetros determinados, producidas en los sondeos de control se ven reflejadas de forma similar en los pozos testigo, que con seguridad no están influenciados por las balsas de infiltración. Esto es especialmente relevante porque pone de manifiesto que las alteraciones en el pH, así como de todos los parámetros que manifiesten este comportamiento, se deben no a la llegada de agentes exógenos procedentes de la aplicación del agua residual a las balsas de infiltración, sino a la variabilidad natural del acuífero y a los agentes modificadores naturales y/o antrópicos (variaciones en la temperatura, llegada de agua de lluvia, extracciones, etc.).

Las figuras 5.10 y 5.11 muestran la evolución de la DQO. Los valores típicos en las aguas subterráneas se encuentran normalmente entre 1 y 5 mg/L de O₂, hasta 15 mg/L de O₂ en aguas no contaminadas (Custodio, 1983). En la zona de Dehesas los valores de fondo oscilan entre 1 y 2 mg/L de O₂. Se puede observar como en las primeras campañas de muestreo los valores obtenidos en los sondeos piezométricos son notablemente superiores a los de los pozos de referencia (M6 y M8) y la evolución generalizada es a una disminución hasta su estabilización que, una vez alcanzada, los valores son siempre inferiores a 3 mg/L de O₂ para todos los puntos.

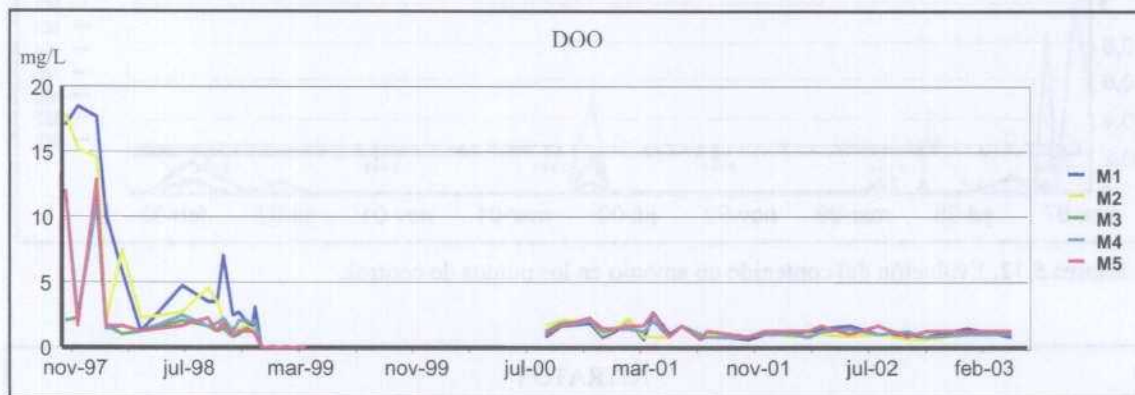


Figura 5.10. Evolución de la demanda química de oxígeno en los piezómetros de control.

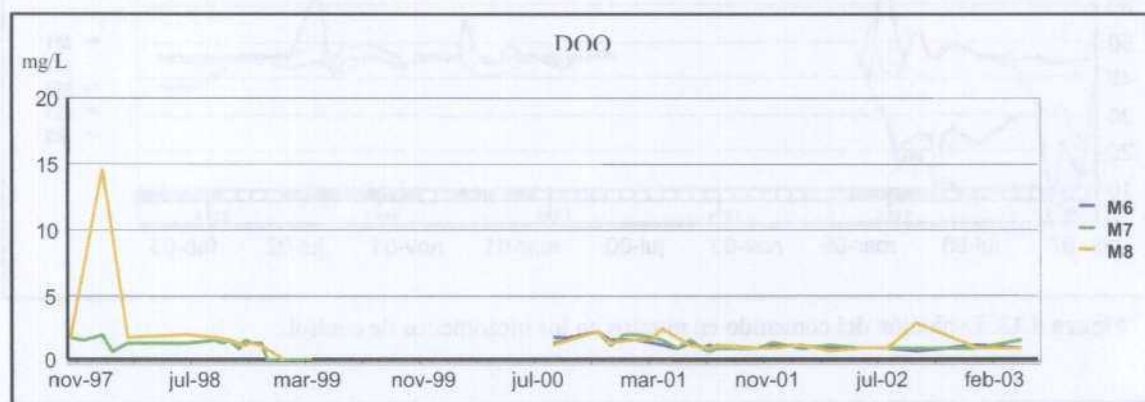


Figura 5.11. Evolución de la demanda química de oxígeno en los piezómetros de control

Al interpretar los valores de DQO hay que tener en cuenta que ésta valora también la presencia de hierro, manganeso o amonio en solución, y en general de cualquier material oxidable químicamente, por lo que estos cationes interfieren en la determinación. De hecho se ha encontrado, una correlación significativa entre los valores de hierro y la DQO. En las figuras 5.12, 5.13 y 5.14 se han representado la evolución de los compuestos del nitrógeno, nitratos, nitritos y amonio.

El acuífero se ve visiblemente afectado por contaminación por nitratos, de hecho en todos los casos la concentración de esta especie es elevada. El nitrato se comporta como el resto de los parámetros en los piezómetros de control, presentando una gran dispersión en el primer periodo para ir homogeneizándose en todos los puntos en el segundo. Si comparamos las concentraciones para el segundo periodo de los piezómetros de control con las del primer periodo para los sondeos de riego podemos observar que desde el principio se mantienen en un rango semejante, y además bastante estable, por lo tanto, el contenido en nitratos no es

achacable al funcionamiento de la instalación ya que se mantiene en los mismos niveles que en los pozos tomados como referencia incluso antes de que se iniciara la actividad.

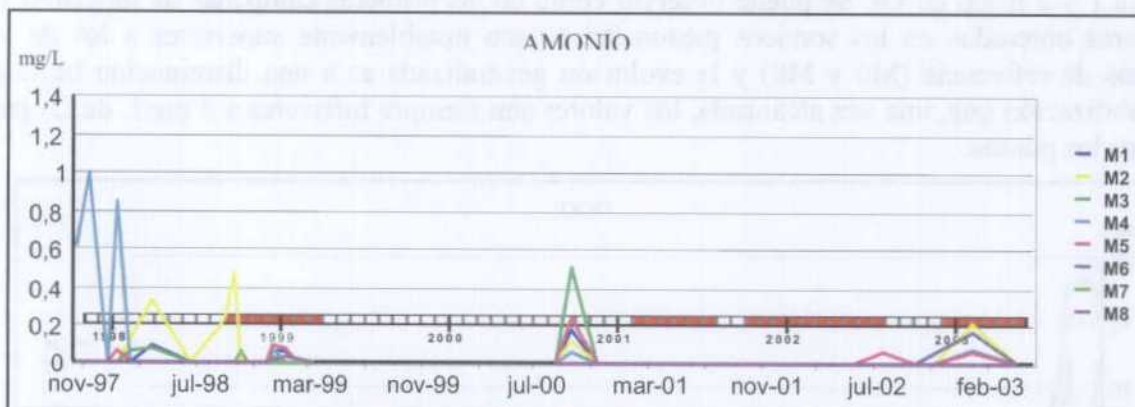


Figura 5.12. Evolución del contenido en amonio en los puntos de control.

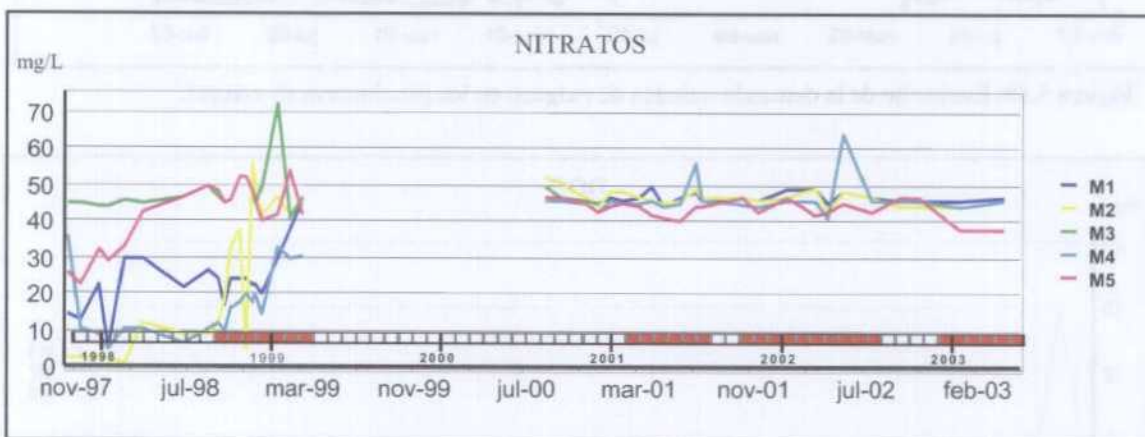


Figura 5.13. Evolución del contenido en nitratos en los piezómetros de control.

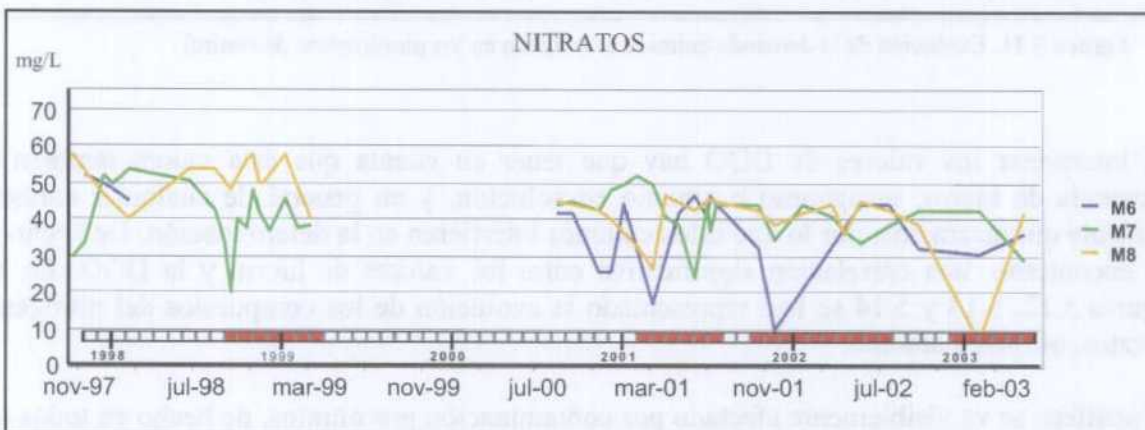


Figura 5.14. Evolución del contenido en nitratos en los sondeos de riego y abastecimiento.

Respecto a las fluctuaciones del primer periodo es probable que se deban al proceso de estabilización de los piezómetros, ya mencionado, dado que este comportamiento no se registra en los pozos M6, M7 y M8, que llevan más tiempo construidos. Además, se observa como, al final del primer periodo de muestreo, las concentraciones en los cinco piezómetros tienden a igualarse mas, manteniendo esta tónica durante todo el segundo periodo. Respecto a los sondeos de referencia y el de abastecimiento, en ellos se puede apreciar la influencia del río, que cuando lleva agua hace que se produzcan descensos en la concentración de nitratos, aunque con cierto desfase.

El amonio aparece únicamente en algunas ocasiones puntuales. Este es un catión fácilmente oxidable a nitrato o eliminado por intercambio iónico por el complejo de cambio del suelo, además es muy volátil a pH alcalinos. No se observa una evolución hacia el incremento de nitratos en el agua y las apariciones esporádicas parecen no tener más significado que episodios puntuales de contaminación probablemente provocadas por las balsas de cocido de esparto.

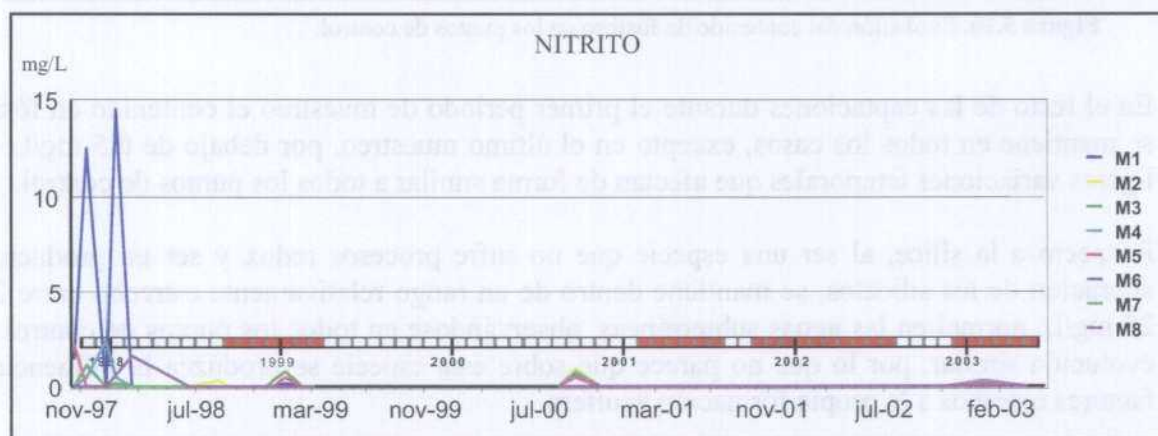


Figura 5.15. Evolución del contenido en nitritos en los puntos de control.

En la figura 5.15 se presenta la evolución del contenido en nitritos. En general el agua subterránea solo contiene nitritos de forma excepcional, que coinciden con los momentos en que aparece también amonio, por lo que los elevados niveles en el sondeo M1 al principio del primer periodo, que aparecen de forma muy esporádica y que no se mantienen en el tiempo, podrían explicarse basándose en una contaminación puntual, seguramente ligada a las balsas de cocido de esparto y a contaminación producida durante la perforación de los sondeos, de igual forma se explicarían las concentraciones elevadas en el resto de los piezómetros al principio del muestreo y que posteriormente desaparecen.

La evolución seguida por el fósforo se presenta en la figura 5.16, de ella cabe destacar en primer lugar el comportamiento del piezómetro M1 que presenta concentraciones anormalmente elevadas para formaciones carbonatadas durante el primer periodo de muestreo, en ocasiones por encima de 2 mg/L. El piezómetro M4, como sucede con otras especies iónicas, sigue un comportamiento similar al M1 pero muy atenuado respecto a éste. Una explicación plausible, considerando que en terrenos carbonatados la inmovilización del fósforo como tricálcico es muy rápida y eficaz, es un proceso de contaminación puntual, seguramente procedente del filtro verde o de las balsas donde se macera el esparto, muy próximas al sistema de balsas. Otra explicación probable sería la contaminación puntual por polifosfatos procedentes de la construcción de los sondeos piezométricos, aunque el proceso de liberación de estos, al ser degradados por las bacterias, sería relativamente rápido. Ambas

hipótesis pueden ser ciertas y se ven apoyadas por el hecho de que durante el segundo periodo de muestreo no se registra fósforo en ninguno de los sondeos salvo en dos muestras en el piezómetro M4, de forma puntual.

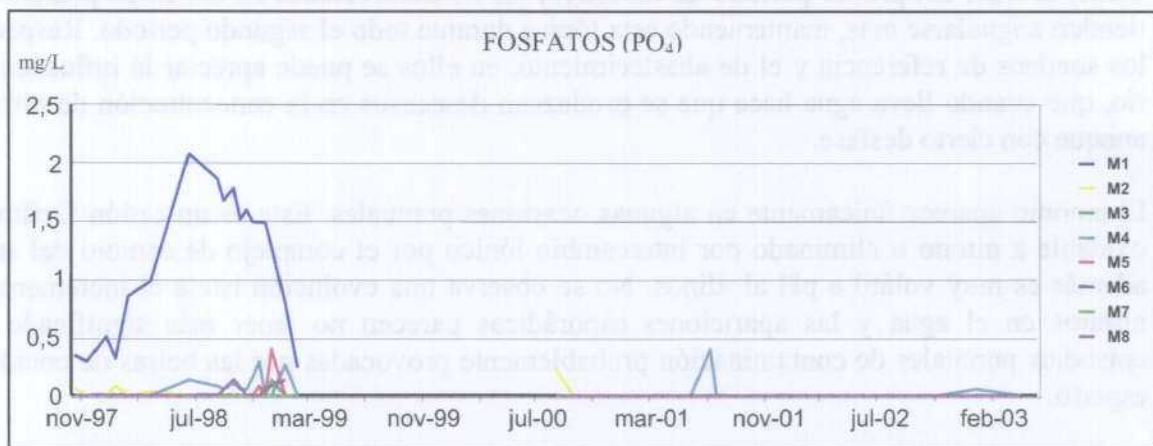


Figura 5.16. Evolución del contenido de fósforo en los puntos de control.

En el resto de las captaciones durante el primer periodo de muestreo el contenido en fósforo se mantiene en todos los casos, excepto en el último muestreo, por debajo de 0,5 mg/L, con ligeras variaciones temporales que afectan de forma similar a todos los puntos de control.

Respecto a la sílice, al ser una especie que no sufre procesos redox y ser un producto de alteración de los silicatos, se mantiene dentro de un rango relativamente estrecho entre 20 y 25 mg/L, normal en las aguas subterráneas, observándose en todos los puntos de control una evolución similar, por lo que no parece que sobre esta especie se produzca la influencia de factores externos a la propia formación acuífera.

Por último, con respecto a la evolución del boro, figura 5.17, esta especie se mantiene relativamente estable, entre 0,4 y 0,6 mg/L pero en ocasiones presenta concentraciones más elevadas, algo mayores de 0,7 mg/L. Es de destacar el comportamiento anormal del piezómetro M5, que muestra en la mayoría de los casos concentraciones más elevadas que el resto, especialmente al final del periodo de muestreo. El sondeo de abastecimiento, M7 también presenta fluctuaciones correspondientes a las épocas en que el agua del río llega al pozo y se mezcla con la del acuífero. Esto se traduce en descensos de la concentración de boro al igual que ocurría con el resto de cationes y aniones.

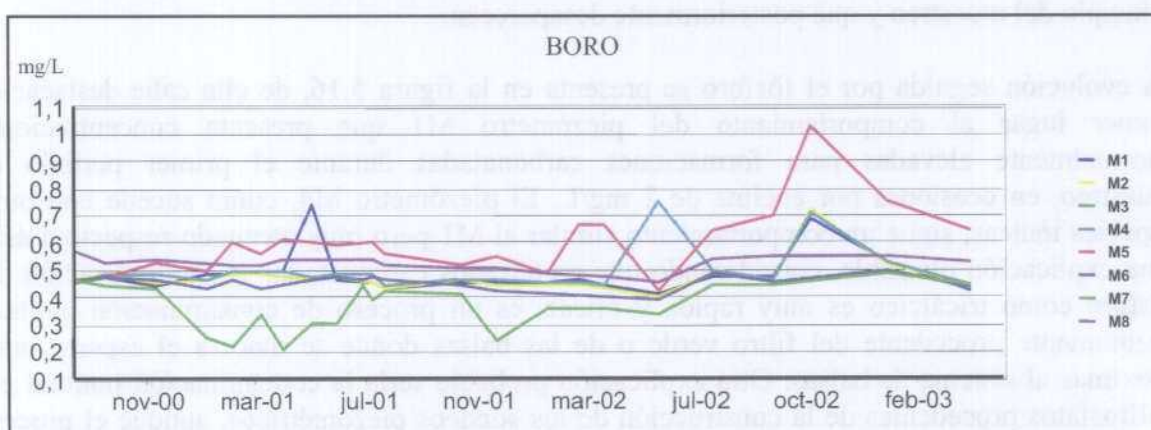


Figura 5.17. Evolución del contenido en boro en las aguas subterráneas.

La correlación existente entre los parámetros analizados en el agua subterránea se muestra en la tabla 5.5. Los coeficientes de correlación de los aniones con los cationes presentan la distribución esperada. Así los bicarbonatos se correlacionan principalmente con el calcio, sulfato y cloruro con el sodio y el magnesio, aunque también con el calcio. Es interesante destacar que el potasio no se correlaciona significativamente con ninguno de los aniones, su origen no es la disolución de sales sino la hidrólisis de micas y algunos minerales de arcillas y la solubilización del carbonato. La correlación cloruro/sodio es menor de la esperada debido al equilibrio de intercambio iónico que modifica la concentración de sodio en el agua.

Tabla 5.5. Correlación entre los parámetros determinados en las aguas subterráneas.

	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	C.E.	NO ₂	NH ₄	PO ₄	Turb
SO₄	-0,15	0,52	1,00											
Na	-0,05	0,56	0,68	0,29	0,06	1,00								
Mg	-0,17	0,65	0,77	0,28	0,37	0,48	1,00							
Ca	-0,14	0,51	0,61	0,54	0,35	0,29	0,66	1,00						
K	0,28	0,04	-0,02	-0,06	-0,57	0,23	-0,21	-0,22	1,00					
CE	-0,10	0,71	0,77	0,24	0,16	0,63	0,76	0,62	0,02	1,00				
RS	-0,10	0,82	0,92	0,32	0,18	0,68	0,81	0,71	-0,09	0,94				
PO₄	0,14	-0,19	-0,18	0,10	-0,28	0,05	-0,27	-0,26	0,65	-0,16	0,04	-0,04	1,00	
Fe	0,45	-0,12	-0,11	-0,11	-0,21	-0,03	-0,11	-0,24	0,38	-0,13	-0,04	-0,06	0,51	
Turb	0,01	0,16	0,21	0,10	-0,03	0,15	0,25	0,17	0,02	0,26	0,49	0,62	-0,06	1,00
B	0,03	0,40	0,44	0,27	0,09	0,41	0,49	0,43	0,34	0,59	0,06	0,04	-0,01	0,06
SS	-0,10	0,11	0,30	0,00	-0,18	0,22	0,09	0,09	-0,02	0,21	0,04	0,08	-0,10	0,49
COT	0,09	-0,01	-0,03	0,30	-0,23	-0,02	0,15	0,05	-0,12	0,00	-0,42	-0,12	0,03	0,12
N_{total}	-0,28	0,08	0,17	0,29	0,99	0,05	0,36	0,34	-0,55	0,16	-0,10	-0,15	-0,28	-0,01

Coefficiente de correlación significativo a partir de 0,40 para un nivel de significación de 0,1
DQO= Demanda química de oxígeno. CE= Conductividad eléctrica. SS= Sólidos en suspensión RS= Residuo seco
Turb= Turbidez

El hierro muestra una cierta correlación con la DQO, pues la presencia de materia orgánica que hace aumentar la DQO origina condiciones reductoras que hacen que el hierro se pueda encontrar como ión ferroso que es la forma soluble de este. Los cloruros y sulfatos son las principales sales solubles que contribuyen a la conductividad eléctrica, de ahí que presenten una importante correlación con ella. El boro también presenta una cierta correlación con la conductividad eléctrica, éste puede proceder de la propia matriz o del vertido, en esta zona y dada la naturaleza de la matriz lo mas probable es que proceda del agua residual. La turbidez se produce generalmente por presencia de materia orgánica en suspensión, que da lugar al desarrollo de condiciones reductoras y por tanto el nitrógeno se encuentra en el agua en sus formas reducidas, nitrito y amonio, de ahí que se produzca una correlación significativa entre estos y la turbidez. No obstante, no es lógico que se produzca turbidez en el agua subterránea, por lo que cabe pensar que esta provenga de la boca del sondeo.

Conclusiones

Se han realizado análisis de las aguas subterráneas desde unos meses antes de comenzar la experiencia de infiltración hasta mayo de 2003, (un total de 283 muestras) tanto de los sondeos piezométricos, M1 a M5 como de los sondeos de referencia, M6 a M8.

La conductividad eléctrica medida ha sido relativamente elevada y bastante constante (entre 2900 y 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como valores medios), excepto en el sondeo M7 que es el de abastecimiento de la población, este sondeo, al estar sometido a un intenso bombeo y encontrarse tan próximo al río induce un flujo río-pozo que hace que su agua adquiera una composición intermedia entre la del agua subterránea (más alta) y la del río.

Durante todo el periodo de muestreo el agua subterránea presenta un alto contenido en sodio, cuyos valores medios oscilan entre 207 y 285 mg/L, y potasio, que se estabiliza en el segundo periodo de muestreo en unos 10 mg/L aproximadamente. En muestras puntuales se ha detectado la presencia de carbonatos. También aparecen de forma puntual nitritos y amonio, pero su presencia es efímera y ligada a la turbidez lo que hace pensar que son debidos a pequeños episodios de contaminación no relacionados con la aplicación del agua residual en las balsas, sino mas bien introducidos desde la boca del pozo. La composición del agua residual es muy estable y si se detectaran estos parámetros debido a su aplicación, lo lógico sería que no desaparecieran sino que se siguieran detectando muestreo tras muestreo. Otro dato que apoya la no afección del agua residual al acuífero es que la DQO, una vez que alcanza su estabilización en ningún caso supera los 3 mg/L de O_2 .

Es destacable también los elevados niveles en los que se mantienen los nitratos durante todo el periodo de control, alrededor de 45 mg/L, que denotan que el acuífero se encuentra visiblemente afectado por contaminación agrícola.

Al margen de estas peculiaridades se puede afirmar que todos los parámetros analizados muestran un comportamiento similar que se caracteriza por dos hechos remarcables:

- Al comienzo del muestreo se observa una cierta dispersión de valores que con el tiempo se agrupan dentro de una franja estrecha, entorno a la composición media de las aguas del acuífero. Esto se debe a que los sondeos de investigación requieren un tiempo de estabilización hasta que los aditivos empleados en su construcción y las materias introducidas en el acuífero durante las obras desaparecen. De hecho estas fluctuaciones tan acusadas no se producen en los sondeos de referencia.
- Las oscilaciones temporales en la concentración de todos los parámetros, incluso en indicadores de afección como los nitratos, fósforo o sodio, son similares en todos los puntos controlados, lo que indica que se deben a la variabilidad natural del acuífero y no a la acción puntual de la aplicación del agua residual.

Como conclusión final de este apartado se puede afirmar que no se aprecia afección a las aguas subterráneas por el desarrollo de la experiencia de infiltración de aguas residuales, por tanto, se demuestra que hasta la fecha el suelo y la zona no saturada se están comportando como un sistema de depuración eficaz.

5.3.- CARACTERIZACIÓN Y EVOLUCIÓN DE LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA DEL RÍO GUADAHORTUNA

El río Guadahortuna es un curso de carácter discontinuo, en años normales solo lleva agua en época de lluvias y algunos meses posteriores secándose hasta las siguientes lluvias. La duración del periodo en el que el río lleva agua se ve influida además por la desviación que de ella se hace en una acequia próxima para uso agrícola. En ocasiones, cuando el año se presenta especialmente lluvioso, el río no llega a secarse durante el estiaje, esto sucedió en 1997, de forma que se ha mantenido agua circulando de forma ininterrumpida, hasta agosto de 1999.

En la zona de Dehesas de Guadix, el río Guadahortuna se encuentra colgado sobre el acuífero, como promedio entre 3 y 5 metros sobre el nivel piezométrico. Esto puede provocar, en las zonas en las que el río recarga el acuífero, que las sustancias que transporta llegue a las aguas



Foto.5.1. Fuente de las Nieves.

subterráneas con cierta facilidad. Es por tanto de vital importancia controlar la composición del agua del río antes y después de pasar por la población con el fin de comprobar si los vertidos urbanos tienen alguna influencia sobre la composición de sus aguas y si las sustancias transportadas por el río pueden llegar a contaminar el acuífero del que éste se abastece.

La población de Dehesas no realiza vertidos directos al río, pero el filtro verde, debido a un inadecuado mantenimiento y gestión, ha tenido una clara influencia sobre sus aguas (foto 5.1). En este apartado se demuestra y cuantifica dicha influencia comprobándose además su desaparición al dejar de verterse agua al filtro. No obstante, al lado de la instalación hay unas balsas donde se cuece esparto (foto 5.3) mal impermeabilizada por lo que parte de este agua también pueda llegar al cauce del río y al acuífero. Por otra parte, el río a unos dos kilómetros aguas abajo de la

instalación es ganador, recibiendo aguas del acuífero a partir del punto conocido como "Fuente de las Nieves", foto 5.2. Este punto se considera de referencia al ser el primero que se verá afectado en el caso de que las instalaciones de Dehesas tuvieran alguna influencia sobre las aguas superficiales.

Resultados analíticos

En el Anexo III se muestran los resultados analíticos completos de las aguas del río Guadahortuna. La composición se presenta bastante constante a lo largo del periodo de control, manteniendo la facies sulfatada cálcica y pH ligeramente alcalino, así como concentraciones estables de todos los parámetros determinados.

Se puede destacar la baja DQO (entre 3,9 y 0 mg/L de O₂, omitiendo los dos valores de 6 mg/L de O₂ de las muestras de febrero de 2001), la ausencia de metales pesados, el contenido elevado en nitrógeno, en la mayoría de las muestras rozando el límite de los 50 mg/L e incluso sobrepasándolo en tres ocasiones (26/11/98, 13/2/01 y 15/3/01).

En la tabla 5.6 se muestra la concentración media de los parámetros estudiados en el agua del río Guadahortuna a la altura de las instalaciones de depuración.

Tabla 5.6. Composición media del agua del río Guadahortuna a su paso por la población de Dehesas de Guadix.

DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
2,18	106,40	233,28	219,52	9,04	39,64	77,16	40,56	111,60	6,08	8,23
CE	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Fe	Cu	Zn	Turb.	B	N _{total}
1052,84	0,18	0,00	0,34	12,11	0,00	0,00	0,00	58,50	0,26	9,01

Todos los parámetros están en mg/L excepto la conductividad eléctrica (CE), en µS/cm, el pH en unidades de pH y la turbidez (Turb) en UNF.
DQO= Demanda química de oxígeno.
0 = Por debajo del límite de detección

La interpretación de los datos analíticos está condicionada por:

- El río no siempre lleva agua sino que lo hace de forma discontinua ligado a los periodos de lluvia y al uso agrícola (durante el último periodo de muestreo el río llevó agua de febrero a julio de 2001; de octubre de 2001 a julio de 2002 y de diciembre de 2002 a mayo de 2003) esto hace que sobre todo en los primeros días de fluir se produzca un incremento de ciertos componentes (conductividad eléctrica, nitratos, DQO y fósforo) debido a la limpieza del cauce.
- La composición del agua del río se ve afectada por los vertidos realizados aguas arriba de las instalaciones de Dehesas en la población de Alicún de Ortega que vierte sus aguas residuales al cauce directamente sin depurar.
- El filtro verde que tenía la población de Dehesas de Guadix, antes de la construcción de las balsas de IDT, ha estado funcionando durante el primer periodo de la experiencia (entre septiembre de 1998 y abril de 1999). Este filtro verde estaba infradimensionado para la carga hidráulica que debía soportar, con lo que terminó colmatándose rápidamente, de forma que el agua residual vertida en vez de infiltrarse resbalaba por la parte superficial del mismo y llegaba al río prácticamente sin depurar.

A continuación se presenta mediante gráficos de barras la evolución temporal de los principales parámetros controlados en el agua del río aguas arriba y aguas abajo de la instalación de IDT. Los datos analíticos completos se encuentran en el Anexo III

En la figura 5.18 se presenta la evolución de la conductividad eléctrica. En el primer periodo de la investigación se encontraba en funcionamiento el filtro verde y en el segundo no, por lo que para interpretar los resultados es necesario conocer la evolución de los dos periodos por separado.

En el primer periodo, en general, salvo la muestra del 12/11/98 que tiene un comportamiento anómalo, se observa una tendencia al aumento de la conductividad en los meses de noviembre-diciembre. Es de destacar el hecho de que en todas las muestras, la conductividad sufre un ligero incremento después de pasar la población de Dehesas, aumento que tiene un valor promedio de 2,75 % sobre el de entrada, pero que en la mayoría de las ocasiones se

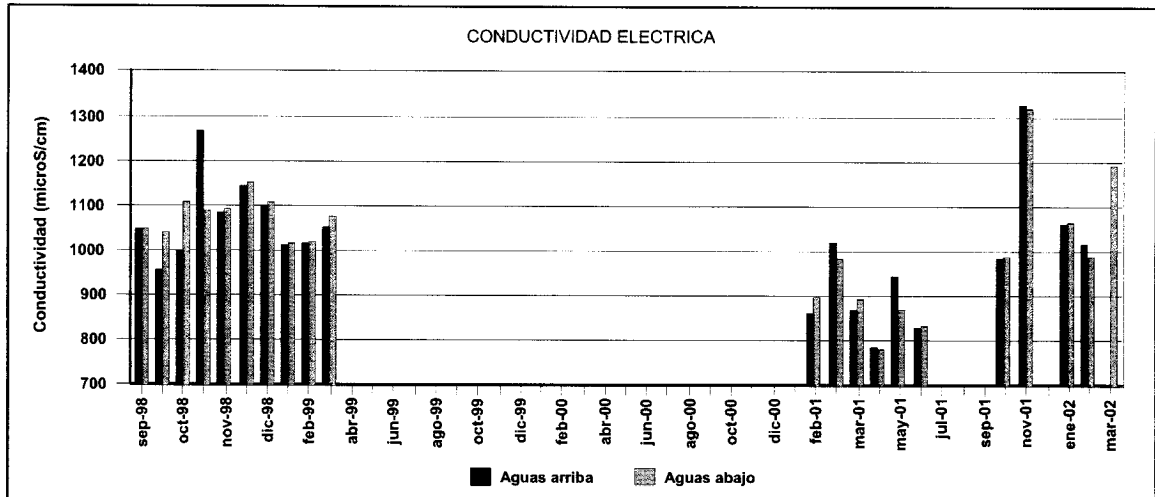


Figura 5.18. C.E. del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

mueve en el rango de 0,6 al 0,8 %. Las muestras del 14 y del 24 de octubre de 1998, con el 10,38 y 8,56 % de incremento son dos casos excepcionales ligados a los vertidos a la red de alcantarillado de aguas cargadas en sodio procedente de las industrias chacineras. Este efecto se corresponde con lo observado en la evolución de las aguas residuales brutas .

Con respecto al segundo periodo, dado que el filtro verde ya no estaba funcionando, no se puede afirmar que las diferencias de conductividad entre el agua de antes y después de la depuradora sigan una pauta determinada. Respecto a la evolución general de la conductividad eléctrica en el río a lo largo del tiempo se puede observar que en el primer periodo en el que el río no dejó de llevar agua en ningún momento, la conductividad se comportó de forma bastante estable, variando en un rango entre 1000 y 1200 $\mu\text{s/cm}$, salvo el dato anómalo ya comentado.

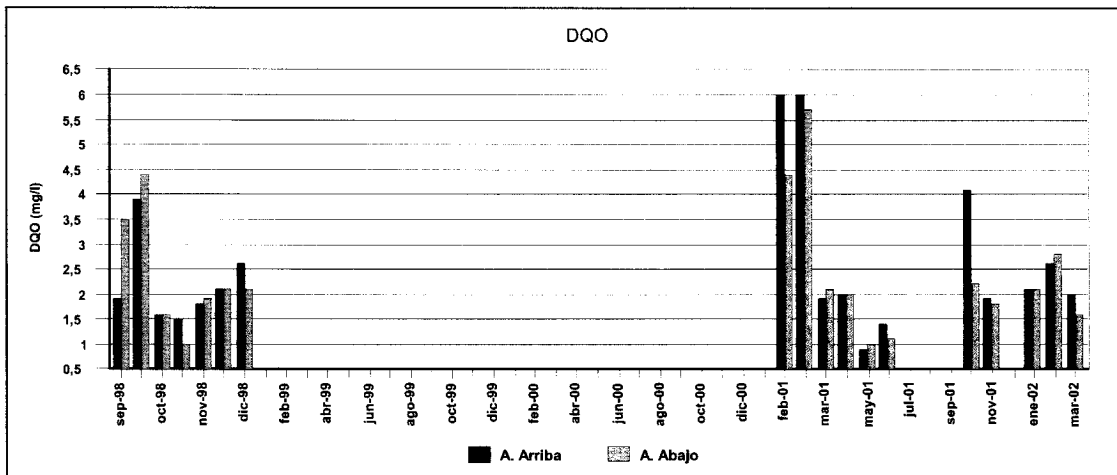


Figura 5.19. DQO del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

En el segundo periodo, el río llevó agua de forma discontinua, lo que hizo que la conductividad variara más aleatoriamente, influida por el arrastre y solubilización de materiales depositados en el lecho después de cada periodo seco.

En la figura 5.19 se ha representado la evolución de la DQO. Este parámetro muestra un comportamiento menos constante en el primer periodo que el observado en la conductividad eléctrica, pero, en general, también se observa un ligero incremento, con sus excepciones, después del paso del agua por las instalaciones, debido al funcionamiento del filtro verde.

En el segundo periodo, el comportamiento sigue siendo poco constante pero se puede detectar un mayor aumento de la DQO la primera vez que el río lleva agua después de un periodo de sequía (2/01, 10/01), registrándose un mayor aumento en la muestra aguas arriba que en la de aguas abajo debido, probablemente al efecto autodepurador del río antes mencionado. El comportamiento diferente se debe a que la DQO es un parámetro más variable en el agua residual y más sensible a las variaciones del medio que la conductividad eléctrica, produciéndose una disminución a lo largo del tiempo una vez que el vertido es liberado al medio ambiente.

En la figura 5.20 se muestra la evolución del nitrógeno en forma de nitratos. En el primer periodo, al igual que ocurre con la conductividad, la tendencia general es a un ligero incremento en el punto de muestreo que hay aguas abajo del filtro verde. Las causas que determinan este aumento son las mismas que en aquel caso. La evolución temporal muestra que las concentraciones más elevadas se producen en los meses de octubre, noviembre y diciembre llegando en los dos últimos a superarse la concentración máxima permitida por la RTS para las aguas de bebida.

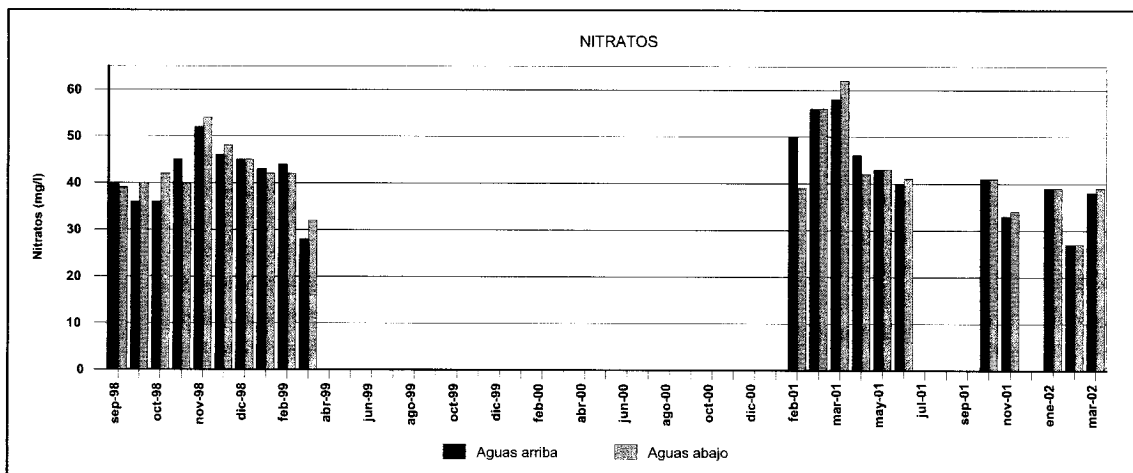


Figura 5.20. Contenido en NO_3 del río Guadhortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

En el segundo periodo se detecta un aumento de los nitratos después de cada periodo seco y después al ir renovándose el agua va disminuyendo hasta unos niveles que rondan los 40 mg/L de promedio. Este aumento en el caso de febrero y marzo de 2001 superan los 50 mg/L, antes y después del paso a la altura de las instalaciones de depuración, posiblemente debido a vertidos realizados aguas arriba de los puntos de muestreo durante la época de estiaje procedentes posiblemente de Alicún de Ortega, que vierte sus aguas residuales al río sin depurar.

En la figura 5.21 se ha presentado la evolución del contenido en fosfatos. En el primer periodo pueden destacarse dos hechos notables, por un lado las elevadas concentraciones de fósforo que llega a tener el agua del río, más de 1,4 mg/L, sobre todo si se compara con el agua subterránea, por otro el incremento tan elevado que se observa en alguno de los muestreos en la muestra de después del filtro verde.

La concentración elevada de fósforo se debe a la influencia que sobre la composición del agua del río tienen los vertidos urbanos, origen principal de esta especie y al aporte procedente del polvo atmosférico. Al río llegan los excedentes de agua del filtro verde, así que no es de extrañar que exista un incremento tan grande del contenido en fósforo con relación al agua muestreada aguas arriba de las instalaciones.

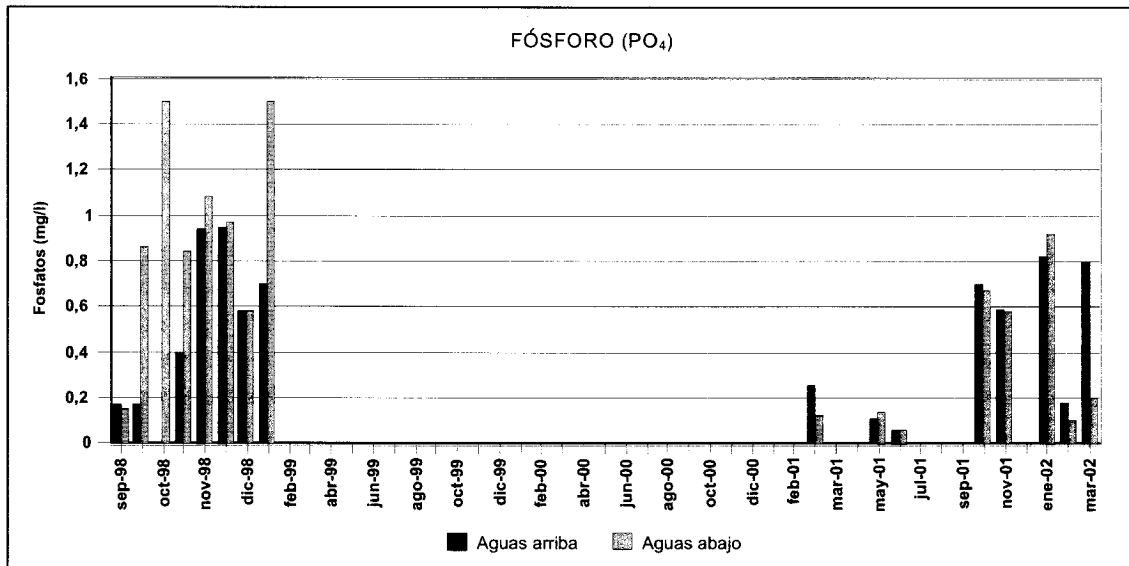


Figura 5.21. Contenido en PO₄ del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

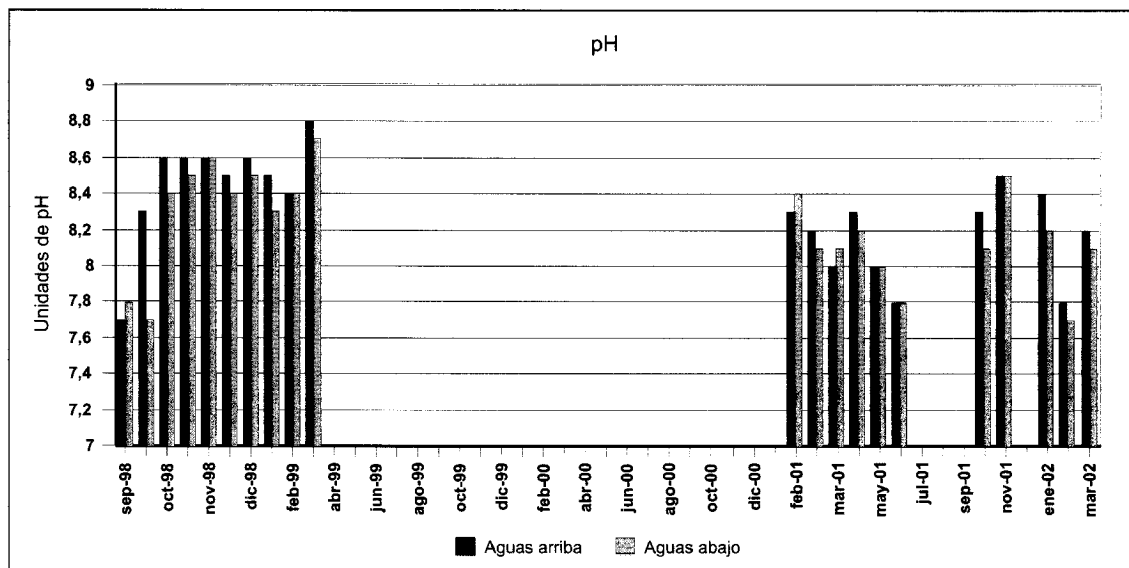


Figura 5.22. Evolución del pH del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

En el segundo periodo se puede apreciar que, al no estar funcionando el filtro verde, las concentraciones de fósforo son sensiblemente más bajas, lo que permite afirmar que el agua residual ya no llega al río, al menos procedente del filtro verde, ya que, además, ya no se registran las grandes diferencias entre las muestras tomadas aguas arriba y abajo del río a su paso por la instalación.

La evolución del pH se ha representado en la figura 5.22. En el primer periodo se produce una ligera disminución de la variable entre la muestra aguas arriba y abajo, entre 0,1 y 0,6 unidades, aunque en la mayoría de las ocasiones es muy pequeña, entre 0,1 y 0,2 unidades.

En el segundo periodo se sigue manteniendo esta ligera variación pero, a diferencia del primer periodo en el que la variación en el tiempo del pH no era muy significativa, en el segundo periodo si se puede ver claramente un aumento del pH cuando el río empieza a llevar agua y su tendencia a disminuir. Además, el pH en general es más bajo en este segundo periodo que en el primero.

Por último, en la figura 5.23 se ha representado la concentración de sodio. En el primer periodo se registra un ligero incremento en las muestras aguas abajo debido al efecto de la influencia de la población de Dehesas, incremento que lógicamente no se registra en el segundo periodo, cuando deja de funcionar el filtro verde. En general se puede observar además una evolución estacional en la que se observa un aumento importante en los meses de octubre-noviembre y un comportamiento más o menos variable en el resto del año, dependiendo principalmente de factores difíciles de controlar como son los vertidos urbanos al cauce o las variaciones en el tipo de vertido según la época del año o el momento del día.

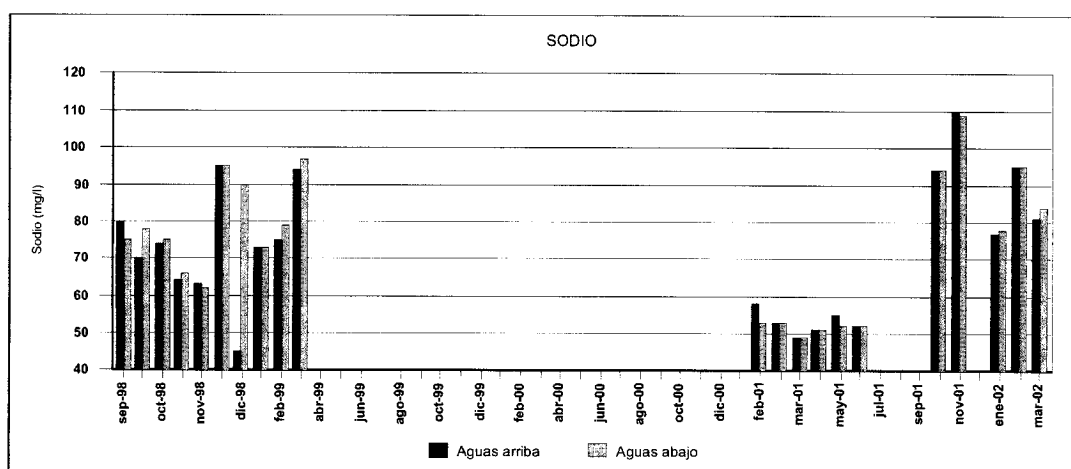


Figura 5.23. Evolución del Na del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.

En la tabla 5.7 se presentan los índices de correlación (r de Pearson) calculados para los diferentes parámetros determinados en las aguas del río.

Los índices hallados no destacan especialmente, excepto la notable correlación encontrada entre el contenido en sólidos en suspensión con el fósforo ($r = 0,91$) y la turbidez ($r = 0,99$). La razón más probable de este hecho sea que la mayor parte del fósforo que transporta el río proceda de aportes externos por vertido de aguas urbanas o por erosión y por tanto ligado a los materiales mas finos transportados por el río. También hay que considerar que la turbidez suele ir ligada al contenido en materia orgánica, y por tanto al fósforo total.

Tabla 5.7. Índices de Correlación (r de Pearson) entre los diversos componentes de las aguas del río Guadahortuna. (r para un nivel de significación de 0,001 = 0,6787).

	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	C.E.	R.S.	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	Turb.	B
SO ₄	0,71	1,00														
NO ₃	-0,83	-0,53	0,28	0,05	1,00											
Na	0,81	0,80	0,03	0,05	-0,72	1,00										
Mg	0,73	0,57	-0,19	0,08	-0,70	0,50	1,00									
Ca	-0,02	0,08	0,88	0,18	0,36	0,10	-0,24	1,00								
K	0,48	0,53	0,17	0,09	-0,44	0,70	0,24	0,15								
C.E.	0,78	0,72	0,24	0,11	-0,50	0,75	0,49	0,39	1,00							
R.S.	0,37	0,31	0,63	-0,39	0,34	0,20	0,01	0,44	0,26	1,00						
NO ₂	-0,01	0,00	0,00	0,78	0,00	0,03	0,01	0,03	-0,03	0,63	1,00					
P ₂ O ₅	0,05	-0,06	0,70	0,07	0,12	0,07	-0,08	0,60	0,33	0,29	-0,16	-0,19	1,00			
SiO ₂	0,02	-0,13	0,63	-0,35	0,11	0,02	-0,18	0,56	0,15	0,61	-0,27	-0,22	0,35	1,00		
Zn	0,10	0,11	-0,11	0,71	-0,14	0,11	0,18	-0,10	0,00		0,63	0,70	-0,17	-0,38		
B	0,87	0,74	0,02	0,34	-0,75	0,86	0,72	0,11	0,76		0,00	-0,11	0,16	0,08	-0,18	
S.S.	-0,37	-0,40	0,54	-0,32	0,23	-0,39	-0,39	0,47	-0,27		-0,26	-0,28	0,91	0,66	0,99	
COT	0,03	0,06	0,04	-0,58	-0,25	0,05	0,08	-0,21	0,03		-0,52	0,08	0,37	0,61	0,02	
N _{total}	-0,83	-0,52	0,27	0,12	1,00	-0,72	-0,69	0,35	-0,51	0,35	0,08	-0,11	0,10	0,09	0,37	-0,75

C.E.: Conductividad eléctrica. R.S.: Residuo seco. S.S.: Sólidos en suspensión COT: Carbono orgánico total. Turb.: Turbidez.

Como estudio complementario se han calculado los índices de aptitud agrícola de las aguas de riego que se presentan en el Anexo III. Desde este punto de vista, las aguas del río Guadahortuna muestran una composición muy estable y la influencia de la población de Dehesas de Guadix no puede considerarse significativa al no variar la calificación que hacen del agua los diferentes índices.

Como resumen se presenta a continuación la tabla 5.8 en la que se muestran los valores medios para estos índices antes y después del paso del río por las instalaciones.

Tabla 5.8. Valores medios para los índices de aptitud agrícola del agua del río.

	C			S		%Na	CSR		RCa	RMg	Normas Scott	
Antes	1053	C2	Medio	1,58	S1	Bajo	27,50	6,13	Inadecuada	0,46	0,38	20,34 Buena
Después	1027	C2	Medio	1,52	S1	Bajo	26,95	6,70	Inadecuada	0,47	0,36	20,99 Buena

C: Riesgo de alcalinización S: Riesgo de salinización CSR: Carbonato sódico residual Rca y RMg: Relación de calcio y magnesio

La conductividad eléctrica es moderada por lo que en todas las ocasiones se ha clasificado, según las normas Riverside, dentro del grupo C2 o de salinidad media. Son aguas que pueden emplearse en todos los suelos, excepto en los de escasa permeabilidad, para cultivos de tolerancia moderada. No suelen ser necesarias precauciones especiales. La reducida proporción de Na frente a Ca y Mg permite clasificar este agua dentro del grupo S1 o de baja relación de adsorción de sodio, pueden utilizarse en todos los suelos sin peligro de que se eleve el sodio de cambio. Desde el punto de vista del carbonato sódico residual, se trata, sin embargo, de un agua problemática, ya que sobrepasa en todos los casos los 2,5 meq/L de Na₂CO₃, que es el valor considerado por Eaton (Eaton en Canovas, 1986) como límite de las aguas adecuadas para el riego. La relación de calcio es relativamente constante, oscila entre 0,4 y 0,6 unidades, en cualquier caso siempre muy por encima de 0,35 que es el límite que Kelley (Kelley en Navarrete, 1988) estableció para poder afirmar que un agua no es problemática desde el punto de vista de la sodificación del suelo, este índice coincide con los resultados de la norma Riverside.

La relación de magnesio se mueve entre 26,5 y 47,9. Se considera que los efectos del magnesio pueden llegar a ser perjudiciales cuando este índice supera 50 unidades, valor al que se aproximan las muestras analizadas, pero que en ningún caso alcanzan. En las aguas subterráneas, como se ha podido observar en el apartado 5.1, sí se llega a superar ampliamente el límite establecido.

Por último, desde el punto de vista de las normas Scott, se trata de aguas buenas en la mayoría de las ocasiones que se pueden emplear durante muchos años sin tomar especiales precauciones para impedir la acumulación de sales. Algunas muestras presentan un índice de Scott menor de 18, por lo que se clasifican como tolerables. Con este tipo de agua es necesario tomar precauciones para impedir acumulación de sales, excepto en los suelos sueltos con drenaje libre.

Conclusiones

Las aguas del río Guadahortuna presentan facies sulfatada cálcica, pH ligeramente alcalino, sobre las 8 unidades, y concentraciones bastante estables a lo largo del tiempo de todos los componentes analizados. La DQO es siempre baja, alcanza como valor máximo 6 mg/L. No se observa la presencia de metales pesados. La concentración de nitrógeno en forma de nitratos es relativamente elevada, llegando en ocasiones a sobrepasar los 50 mg/L.

Cuando el río comienza a fluir después de un periodo de sequía, los valores de algunos parámetros como la C.E., turbidez, DQO, nitratos, fósforo, etc. se ven notablemente incrementados debido al lavado del cauce.

La población de Dehesas de Guadix tuvo un impacto pequeño pero medible sobre la composición del agua del río durante el primer periodo de la investigación, aumentando ligeramente la conductividad eléctrica (entre 0,6 y 0,8 %), disminuyendo el pH en 0,1-0,2 unidades, aumentando ligeramente el contenido en nitratos (aproximadamente un 6 % de media) y sobre todo elevando sustancialmente el contenido en fósforo (un 27,7 % aproximadamente). En algunas ocasiones, como en el muestreo de enero de 1999 el fósforo llegó a duplicarse pasando de 0,7 mg/L a 1,5 mg/L. El sodio también se eleva ligeramente (un 4 %) al igual que los bicarbonatos, (un 7 %). El impacto de la DQO no está claro, muestra un comportamiento variable, en general se puede decir que aumenta.

Respecto al segundo periodo de la investigación el río deja de estar influido por el filtro verde por lo que las variaciones en la concentración de los parámetros aguas arriba y abajo son en la mayoría de los casos contrarios a las del primer periodo. Las concentraciones más altas se producen en general aguas arriba, lo que se puede explicar debido al efecto depurador del río que no actúa solo en el tiempo, registrándose concentraciones más altas cuando empieza a correr el agua nuevamente por el lecho, sino también en el espacio, aunque la distancia entre los dos puntos de muestreo sea pequeña. La DQO se reduce un 8,67 % de media entre los valores detectados aguas arriba y aguas abajo, el nitrato un 1,42 % y el fósforo es el que más reducción experimenta siendo de 17,48 %.

Desde el punto de vista del uso agrícola son aguas adecuadas, según todas las normas estudiadas, excepto por el elevado valor del carbonato sódico residual que supera, normalmente entre dos y tres veces, el límite propuesto por Eaton de 2,5 meq/L de Na_2CO_3 . Puede producirse precipitación de carbonatos.

5.4.- ESTUDIO DEL APORTE ATMOSFÉRICO: LLUVIA Y DEPOSICIÓN SECA

La lluvia en su recorrido desde la atmósfera al suelo, arrastra numerosas sustancias químicas que encuentra a su paso. Éstas se incorporan al sistema suelo-acuífero, interaccionando con los componentes químicos y biológicos de la zona no saturada y aumentando la cantidad total de masa incorporada al sistema, sumándose al vertido de agua residual. El aporte atmosférico es, por tanto, otro componente a considerar en el balance de solutos en la zona saturada y no saturada. Además, las balsas de infiltración, debido a su configuración física, (bajo el nivel del suelo), actúan como trampa para el polvo que es arrastrado por el viento favoreciendo la deposición atmosférica.

Resultados analíticos

En la tabla 5.9 se presentan los resultados analíticos a lo largo del periodo de muestreo. Como se puede observar, la cantidad de sustancias depositadas es bastante variable para la mayoría de las especies iónicas estudiadas a lo largo del periodo de control. En algunas muestras puntuales parámetros como, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos, y sobre todo, la DQO son muy elevados. La conductividad, que para un agua de lluvia típica se encuentra entorno a 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en la mayoría de las muestras, no solo los supera sino que en algunas es más de tres veces mayor. La turbidez, generalmente debida al arrastre de polvo, suele ser muy elevada, llegando en noviembre de 2001 a 34,96 UNF.

Algunas muestras presentan una elevada DQO, que coincide además con altas concentraciones de nitrógeno total y fósforo, lo que hace suponer que estos valores tan elevados se deben a la deposición de polvo y a deposiciones puntuales de carácter orgánico.

La tabla 5.10 muestra los valores de la aportación atmosférica para cada periodo muestreado, así como el total para cada uno de los parámetros y los valores promedio. Los mayores aportes que se producen son los bicarbonatos y nitratos, 11850,5 y 8489,8 mg/m^2 totales respectivamente. También el calcio se encuentra en una importante concentración. La figura 5.24 muestra el contenido aniónico del agua captada. Destaca la gran dispersión que se observa en los valores de nitratos y bicarbonatos, que presentan además valores extremos muy altos. El resto de los aniones presenta valores menos dispersos.

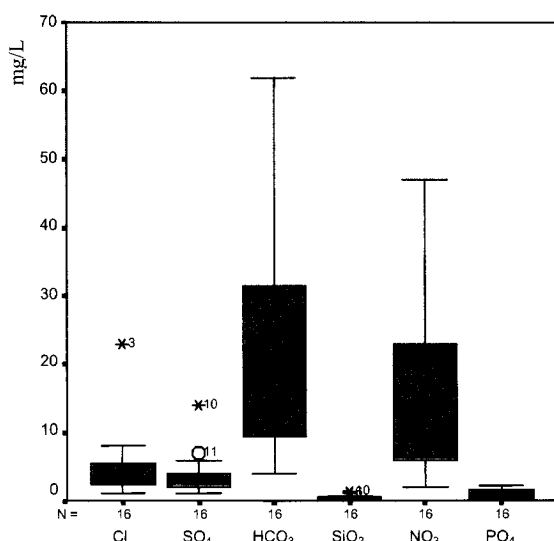


Figura 5.24. Diagrama de cajas para los aniones de la aportación atmosférica.

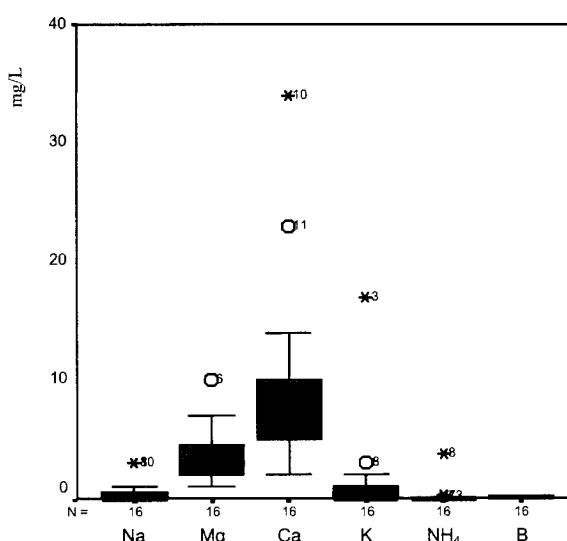


Figura 5.25. Diagrama de cajas para los cationes de la aportación atmosférica.

Tabla 5.9. Composición del agua de lluvia.

Fecha de toma	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
01-mar-01	1,20	1	1	13	0	2	1	1	3	0	8
29-mar-01	1,30	3	4	20	5	5	0	5	6	0	8,5
26-abr-01	9,40	23	4	25	0	12	3	7	6	17	7,9
24-may-01	2,20	3	4	5	0	4	0	3	2	0	8,1
09-oct-01	0,80	3	2	38	0	7	0	4	10	0	8,1
08-nov-01	0,80	5	2	62	0	4	0	10	8	0	7,9
24-ene-02	4,20	1	1	7	0	15	0	3	4	0	6,9
26-mar-02	4,60	8	6	12	0	47	3	3	14	3	7,3
24-abr-02	1,00	6	3	4	0	11	0	5	2	0	7,4
25-sep-02	7,80	8	14	62	0	31	3	2	34	1	7,7
05-nov-02	2,00	3	7	39	0	29	0	2	23	1	7,6
19-dic-02	5,00	3	1	9	0	36	0	4	10	2	7,4
28-ene-03	3,50	4	2	10	0	17	0	2	8	0	7,5
24-mar-03	1,40	2	2	19	0	15	0	2	10	0	7,7
29-abr-03	1,50	2	4	20	0	10	0	2	9	0	7,8
22-may-03	1,60	3	3	11	0	15	0	1	10	0	7,4
Promedio	3,02	4,88	3,75	22,25	0,31	16,25	0,6	3,5	9,94	1,5	7,7

Fecha de toma	C.E.	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Fe	Cu	Zn	Turb	B	N _{total}
01-mar-01	19	0,00	0,00	0,00	0,1	0	0	0	1,20	0,03	0,45
29-mar-01	54	0,00	0,00	0,00	0,2	0	0	0	1,00	0,00	1,13
26-abr-01	135	0,00	0,00	1,70	0,4	0	0	0	7,11	0,01	2,71
24-may-01	18	1,70	0,00	0,19	0,1	0	0	0	0,00	0,02	1,42
09-oct-01	63	0,00	0,00	0,28	0,2	0	0	0	0,00	0,01	1,58
08-nov-01	106	0,00	0,00	0,12	1,2	0	0	0	34,56	0,00	0,90
24-ene-02	42	0,00	0,13	1,54	0,2	0	0	0	4,47	0,01	3,49
26-mar-02	157	0,00	3,80	2,20	0,4	0	0	0	8,12	0,00	13,57
24-abr-02	39	0,00	0,00	0,50	0,4	0	0	0	1,50	0,04	2,48
25-sep-02	177	1,20	0,00	0,80	1,4	0	0	0	5,22	0,06	7,36
05-nov-02	122	0,40	0,00	1,60	0,6	0	0	0	0,00	0,01	6,67
19-dic-02	87	0,00	0,00	1,90	0,4	0	0	0	4,54	0,01	8,13
28-ene-03	48	1,09	0,22	1,20	0,1	0	0	0	3,00	0,00	4,34
24-mar-03	61	0,22	0,00	0,62	0,2	0	0	0	2,28	0,04	3,45
29-abr-03	50	0,30	0,00	0,70	0,3	0	0	0	0,00	0,00	2,35
22-may-03	56	0,08	0,00	0,09	0,4	0	0	0	0,00	0,02	3,41
Promedio	77,1	0,31	0,26	0,84	0,41	0	0	0	4,56	0,02	3,97

Todos los resultados están expresados en mg/L, salvo el pH, expresado en unidades de pH, la conductividad eléctrica, en $\mu\text{S/cm}$ y la turbidez en UNF.
El nitrógeno total se ha obtenido de la suma de las especies del mismo.

Tabla 5.10. Aportación atmosférica total en el periodo muestreado (mg/m²)

Periodo muestreado	Días	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	
1-mar-01	29-mar-01	28	29,8	24,9	24,9	323,9	0,0	49,7	24,9	24,8
29-mar-01	26-abr-01	28	30,7	70,9	94,5	472,5	118,1	118,1	0,0	118,1
26-abr-01	24-may-01	28	29,2	71,5	12,4	77,7	0,0	37,3	9,3	21,8
24-may-01	9-oct-01	138	139,5	190,2	253,6	317,1	0,0	253,6	0,0	190,2
9-oct-01	8-nov-01	30	27,1	101,5	67,6	1285,2	0,0	236,7	0,0	135,3
8-nov-01	24-ene-02	77	66,9	418,5	167,4	5189,7	0,0	334,8	0,0	837
24-ene-02	26-mar-02	61	260,8	62,1	62,1	434,7	0,0	931,6	0,0	186,3
26-mar-02	24-abr-02	29	149,3	259,6	194,7	389,4	0,0	1525,3	97,4	97,4
24-abr-02	25-sep-02	154	42,3	253,6	126,8	169,1	0,0	465	0,0	211,4
25-sep-02	5-nov-02	41	25,2	25,9	45,3	200,4	0,0	100,2	9,7	6,5
5-nov-02	19-dic-02	44	34,8	52,2	121,8	678,9	0,0	504,8	0,0	34,8
19-dic-02	28-ene-03	40	345,0	207,03	69	621,1	0,0	2484,3	0,0	276
28-ene-03	24-mar-03	55	130,9	149,6	74,8	373,9	0,0	635,61	0,0	74,8
24-mar-03	29-abr-03	36	39,2	55,9	55,9	531,5	0,0	419,65	0,0	55,9
29-abr-03	22-may-03	23	58,9	78,8	157,2	785,8	0,0	392,91	0,0	78,6
Aportación Total	812	1409	2022	1528	11850	118	8490	141	2349	
Promedio (mg/día)		1,7	2,5	1,9	14,59	0,15	10,46	0,17	2,89	
Periodo muestreado	Días	Ca	K	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	B	N _{total}	
1-mar-01	29-mar-01	28	74,6	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,7	11,2
29-mar-01	26-abr-01	28	141,7	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0	26,7
26-abr-01	24-may-01	28	18,6	52,8	0,0	0,0	5,3	1,2	0,03	8,4
24-may-01	9-oct-01	138	126,8	0,0	107,8	0,0	12	6,3	1,3	90
9-oct-01	8-nov-01	30	338,2	0,0	0,0	0,0	9,5	6,7	0,3	53,4
8-nov-01	24-ene-02	77	669,6	0,0	0,0	0,0	10	100,4	0,0	75,6
24-ene-02	26-mar-02	61	248,4	0,0	0,0	8	95,6	12,4	0,7	216,6
26-mar-02	24-abr-02	29	454,3	97,4	0,0	123,3	71,4	13	0,0	440,3
24-abr-02	25-sep-02	154	84,5	0,0	0,0	0,0	21,1	16,9	1,7	105
25-sep-02	5-nov-02	41	109,9	3,2	3,9	0,0	2,6	4,5	0,08	23,8
5-nov-02	19-dic-02	44	400,4	17,4	6,9	0,0	27,9	10,4	0,17	116,1
19-dic-02	28-ene-03	40	690,1	138	0,0	0,0	131,1	27,6	0,6	560,9
28-ene-03	24-mar-03	55	299,1	0,0	40,7	8,2	44,9	3,7	0,0	162,3
24-mar-03	29-abr-03	36	279,8	0,0	6,1	0,0	17,4	5,6	1	96,6
29-abr-03	22-may-03	23	353,6	0,0	11,8	0,0	27,5	11,8	0,0	92,3
Aportación Total	812	4290	309	177	139	476	228	6,7	2079	
Promedio (mg/día)		5,3	0,4	0,2	0,2	0,6	0,3	0,01	2,6	

Factor de conversión del captador: 12,434

Diámetro del embudo: 23 cm

En la figura 5.25 se presenta el comportamiento de los cationes. El catión mayoritario y que además muestra los datos más dispersos es el calcio, seguido del magnesio. El boro

prácticamente es inexistente y el amonio se observa en ocasiones puntuales cuando se produce deposición de carácter orgánico.

La mayor parte de la deposición está compuesta por carbonatos cálcicos y magnésicos, que sólo pueden provenir del polvo que se deposita en el captador, y que al disolverse con el CO₂ atmosférico originan bicarbonatos cálcicos y magnésicos.

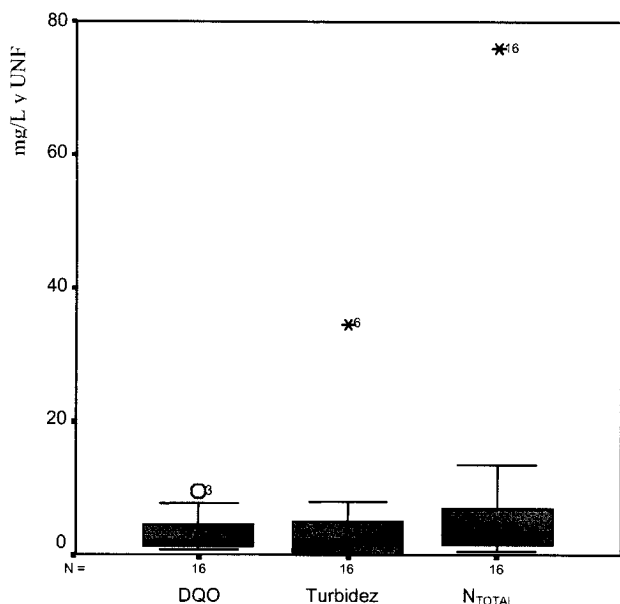


Figura 5.26. Diagrama de cajas para la DQO, turbidez y nitrógeno total de la aportación atmosférica.

La figura 5.26 muestra el comportamiento de la DQO, la turbidez y el nitrógeno total. Los tres muestran una importante dispersión en los datos. La turbidez es alta pero es un hecho lógico dada la gran cantidad de polvo que se acumula en las muestras al estar el captador a la intemperie. La DQO, por otra parte, también es alta y probablemente proceda de la deposición de partículas de naturaleza orgánica en la superficie del captador durante el tiempo en que la muestra permanece dentro del mismo. El nitrógeno total, dada la escasa presencia de amonio y de nitritos, está compuesto prácticamente en su totalidad por nitrato. En general, parece que la mayor dispersión observada en algunos parámetros (bicarbonatos, magnesio y sodio) se debe a que provienen del polvo arrastrado por el viento, siendo este mecanismo de transporte muy variable. Por eso existen valores tan extremos y valores anómalos que son debidos a deposiciones puntuales de mayores cantidades de polvo en suspensión de lo normal.

La mayor dispersión observada en algunos parámetros (bicarbonatos, magnesio y sodio) se debe a que provienen del polvo arrastrado por el viento, siendo este mecanismo de transporte muy variable. Por eso existen valores tan extremos y valores anómalos que son debidos a deposiciones puntuales de mayores cantidades de polvo en suspensión de lo normal.

Tabla 5.11. Coeficientes de correlación entre las diferentes especies presentes en la deposición atmosférica.

	Fecha de toma	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	CE	NH ₄	SiO ₂
Fecha de toma	1												
Cl	-0,28	0,75	1										
HCO ₃	-0,03	0,13	0,18	0,54	1								
NO ₃	0,46	0,48	0,14	0,45	0,02	-0,23							
Na	-0,21	0,78	0,73	0,61	0,26	-0,14	0,47	1					
Ca	0,41	0,38	0,09	0,86	0,66	-0,13	0,61	0,44	-0,25	1			
K	-0,29	0,74	0,94	0,09	0,04	-0,09	0,11	0,63	0,37	-0,03			
PH	-0,54	-0,24	0,07	0,06	0,30	0,55	-0,56	-0,04	0,25	-0,11			
CE	0,12	0,65	0,57	0,71	0,62	-0,13	0,69	0,75	0,23	0,77	1		
NH ₄	-0,01	0,17	0,15	0,17	-0,16	-0,07	0,64	0,52	-0,07	0,12	0,43	1	
PO ₄	0,25	0,64	0,38	0,14	-0,15	-0,30	0,79	0,42	-0,04	0,27	0,54	0,50	
SiO ₂	0,14	0,31	0,24	0,66	0,83	-0,15	0,28	0,38	0,37	0,69	0,72	-0,03	1
Turb.	-0,17	0,04	0,20	-0,06	0,55	-0,11	-0,05	0,11	0,77	0,01	0,36	0,11	0,61
Volumen	0,08	-0,41	-0,45	-0,56	-0,20	-0,17	-0,16	-0,59	0,29	-0,46	-0,41	-0,06	-0,04

Coefficiente de correlación significativo a partir de 0,40 con un nivel de significación de 0,1
DQO= Demanda química de oxígeno CE= Conductividad eléctrica Turb= turbidez

Los coeficientes de correlación permiten apreciar cuatro orígenes de las sustancias que forman el aporte atmosférico: la DQO procede de la deposición de partículas orgánicas en el embudo del captador. Ésta guarda cierta correlación con los fosfatos ($r^2=0,64$) y los nitratos ($r^2=0,48$), lo que denota un mismo origen para los tres parámetros o al menos de parte de ellos.

El nitrato guarda una fuerte correlación con los fosfatos debido al abonado de las tierras agrícolas que rodean la instalación. Los bicarbonatos se correlacionan bien con el calcio, la sílice y la turbidez, pues los tres parámetros tienen un origen común: el polvo en suspensión. A su vez la turbidez también se correlaciona con la sílice y el magnesio, que tienen el mismo origen que los anteriores.

El volumen de muestra se correlaciona negativamente con todos los parámetros, es decir, a mayor volumen recogido, las sustancias están más diluidas, esto es debido a que la mayor parte de las sustancias provienen de deposición seca.

Conclusiones

Las especies iónicas analizadas en el aporte atmosférico no siguen un patrón temporal claro, debido a las grandes diferencias en las precipitaciones, la temperatura, el viento y la evaporación a lo largo del año.

En general los cationes y aniones, más solubles evolucionan de la misma forma que la turbidez lo que hace suponer que cuando hay más polvo en el ambiente todos los parámetros experimentan un aumento que en algunos casos es muy acusado.

El pH es algo alcalino, presenta un rango de variación entre 8,5 y 7,4, aunque a lo largo de los muestreos parece ir disminuyendo ligeramente, aproximándose cada vez más a los valores más bajos de este intervalo.

Las DQO presenta valores medios de 3,02 mg/L pero en los meses menos lluviosos alcanza niveles anormalmente altos (9,40 mg/L en una ocasión), en estos meses todas las especies se encuentran más concentradas. La DQO, junto con los nitratos y los fosfatos en general evolucionan de la misma manera y son más altos de lo que cabría esperar, presentando valores medios de 16,25 y 0,84 mg/L para nitratos y fosfatos respectivamente, lo que hace pensar que las muestras se puedan estar viendo afectadas por aportes externos, transportados con la lluvia o el viento, procedentes de abonado de las tierras de cultivo de los alrededores y de los excrementos de la fauna.

En resumen, la deposición atmosférica está compuesta por sustancias procedentes de varios orígenes: la lluvia, el viento, el abonado de las tierras de alrededor y las partículas orgánicas que caen al embudo y que pueden contaminar la muestra.

5.5.- CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS DE DEHESAS DE GUADIX

Se presentan las características físico-químicas de las aguas residuales brutas generadas en la población de Dehesas de Guadix así como la evolución de su composición después de permanecer en la balsa de decantación y en la balsa almacén. Para ello, se ha establecido un periodo de control que ha durado desde el mes de septiembre de 1998 a marzo de 1999 y desde febrero de 2002 a mayo de 2003, aunque en este último periodo solo se han tomado muestras del agua que se vierte a las balsas de infiltración, por ser ésta la que realmente interaccionará con el sistema suelo-acuífero. Para comentar los resultados analíticos se han tomado como referencia los trabajos de Mujeriego (1990) y Metcalf y Eddy (1998).

El estudio de las características físico-químicas de las aguas residuales urbanas se ha realizado en los siguientes estadios del proceso: las aguas brutas, sin más tratamiento que la retirada de elementos groseros y un desengrasado; tras someterlas al proceso de decantación en la balsa de decantación y tras la decantación producida en la balsa almacén. Al pasar de un compartimento a otro la composición de las aguas puede variar notablemente, sobre todo en lo referido al contenido en sólidos en suspensión, materia orgánica y compuestos del nitrógeno.

Composición característica de las aguas residuales urbanas de Dehesas de Guadix

La tabla 5.12 muestra los resultados analíticos de la caracterización físico-química de las ARU que únicamente han sufrido un proceso previo de desbaste, desarenado y desengrasado. El paso a través del sistema de tratamiento primario, que es rápido, permite una cierta homogenización que no evita, sin embargo, que la representatividad de las muestras de agua bruta tomadas directamente del acceso a las balsas esté influenciada por la variabilidad horaria en el vertido.

La única fuente de abastecimiento de la población de Dehesas de Guadix, es el sondeo del ayuntamiento, cuya composición es bastante estable a lo largo de todo el año. Sin embargo, la composición del agua residual es muy variable, debido a los vertidos puntuales que se hacen en cada momento. Aunque la muestra a analizar se toma siempre a la misma hora y en idénticas condiciones puede haber diferencias notables a lo largo del año. Esto es especialmente cierto en dos épocas concretas, el verano, porque aumenta la población y el consumo de agua, y la época de matanza, pues se modifican notablemente las características de los vertidos al aumentar el contenido en materia orgánica y sodio. No obstante este problema se palia, al menos en lo referente a la variabilidad diaria, cuando el muestreo se hace en las balsas de decantación y almacén.

En el Anexo III se presentan tablas con las características físico-químicas de las ARU tras su paso por las balsas de decantación y almacén. En la tabla 5.13 se muestran las concentraciones medias de los parámetros analizados en el agua residual bruta y tras haber pasado por la balsa almacén y de decantación.

A excepción del carbono orgánico total, los parámetros más característicos presentan en el agua residual bruta una concentración alta e incluso en algunos muy alta como es el caso del amonio, el fósforo, el cloruro y los sulfatos. Estos dos últimos ya se encuentran en concentraciones elevadas en el agua de abastecimiento.

Tabla 5.12. Aguas brutas. Características físico-químicas.

Fecha de toma	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
11/09/98	586	211	144	18	108	375	702	818	0	340	124	230	41	7,6
27/09/98	355	125	52	5	22	368	600	903	0	320	128	240	35	7,6
14/10/98	784	330	168	82	102	360	577	972	0	340	114	230	41	7,7
28/10/98	613	253	324	98	81	375	396	1365	0	440	109	195	49	7,7
12/11/98	1310	460	322	475	60	375	792	824	0	430	112	190	64	7,9
26/11/98		600	317	90	48	438	774	512	0	410	111	210	45	6,5
10/12/98	840	473	296	80	45	644	800	549	0	530	110	200	35	6,7
20/12/98	700	220	190	110	39	384	921	580	0	410	112	210	26	7,2
1/99	1348	806	304	58	63	405	869	488	0	410	102	188	44	6,7
2/99	211	53	55	17	7	284	662	512	0	270	94	183	26	8,1
3/99	435	110	164	25	21	333	734	549	0	360	104	196	25	7,5
4/99	2445	1308	468	150	81	980	867	390	0	760	112	230	62	5,6
Fecha de toma	C.E.	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Zn	Cu	
11/09/98	3700	0	68,61	22,5	40	0	0	0	0	0	0	0,06	0	
27/09/98	3370	0	82	19		0	0	0	0	0	0	0,05	0	
14/10/98	3790	0	160	25	26	0	0	0	0	0	0	0,04	0	
28/10/98	3740	0	135	62	29	0	0	0	0	0	0	0,06	0	
12/11/98	3550	0	144	32	29	0	0	0	0	0	0	0,06		
26/11/98	3220	0	52	53	27	0,08	0	0	0	0	0	0,04	0	
10/12/98	3650	0	23	28	26	0	0	0	0	0	0	0,04	0	
20/12/98	3060	0	13	37	28	0	0	0	0	0	0	0,05	0	
1/99	3100	0	45	8	28							0,05		
2/99	2510	0	79,5	12,3	21							0,03		
3/99	2810	0	28	33	27									
4/99	4590	0	51	63	36									

Todos los resultados están expresados en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, la conductividad eléctrica en $\mu\text{S/cm}$ y la turbidez en UNF.

0 = bajo el límite de detección.

DQO= Demanda química de oxígeno. DBO₅= Demanda biológica de oxígeno. S.S.= Sólidos en suspensión. Turb= turbidez. COT= Carbono orgánico total. C.E.= Conductividad eléctrica

Tabla 5.13. Composición media del ARU bruta y tras haber pasado por la balsa almacén y decantación.

	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	
ARU bruta	875,2	412	234	100,67	56	443	725	705	0,00	0,00	418	111	
Balsa Decantación	689,1	306	157	87,08	63	422	695	765	2,50	0,27	403	111	
Balsa Almacén	335,1	216	93	91,43	54	536	526	880	0,00	1,54	431	108	
	Ca	K	pH	C.E	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Zn	Fe	Cu	B	N _{total}
ARU bruta	209	41	7,2	3424	0,00	73,43	32,90	28,82	0,06				57,10
Balsa Decantación	211	40	7,2	3338	0,00	66,43	31,70	27,73	0,06				51,72
Balsa Almacén	211	36	7,4	3616	0,09	54,99	26,30	34,40	0,03	0,02	0,00	1,43	43,57

Todos los resultados están expresados en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S/cm}$.
DQO = Demanda química de oxígeno. DBO = Demanda biológica de oxígeno. S.S. = Sólidos en suspensión.
Turb = turbidez. COT = Carbono orgánico total. C.E. = Conductividad eléctrica

Al pasar de una balsa a otra en general se produce un descenso en las concentraciones de la mayoría de los parámetros, a excepción de los iones mayoritarios que tienden a permanecer estables o a concentrarse. A la salida de la balsa almacén, que será el agua que se vierta a las balsas de infiltración, la concentración es, en general media.

Tabla 5.14. Masa total vertida (MTV) de cada uno de los parámetros en el ARU, MTV aportada por el pozo de abastecimiento, y aportada por la composición media del ARU de la población para un volumen vertido de 24700m³.

	Composición media ARU (g/m ³)	MTV (g/m ²)	Composición media Abastecimiento (g/m ³)	MTV abastecimiento (g/m ³)	MTV población (g/m ³)
DQO	335,1	20273,0	1,2	73,5	20199,5
DBO ₅	216,4	13087,9	0,0	0,0	13087,9
S.S.	92,9	5620,1	23,3	1406,4	4213,7
COT	53,9	3261,0	2,8	166,3	3094,6
Cl	542,0	32785,7	238,2	14408,8	18377,0
SO ₄	520,2	31469,4	600,4	36318,4	-4849,0
HCO ₃	876,9	53041,3	284,4	17205,0	35836,4
CO ₃	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO ₃	1,9	117,5	41,1	2487,5	-2370,0
Na	431,4	26097,2	207,8	12571,4	13525,8
Mg	107,8	6521,4	86,0	5202,2	1319,3
Ca	210,3	12720,2	170,8	10331,7	2388,5
K	35,0	2117,2	9,1	549,1	1568,1
NO ₂	0,1	5,2	0,0	0,3	4,8
NH ₄	55,4	3353,9	0,0	0,1	3353,8
PO ₄	26,1	1581,1	0,0	0,4	1580,7
SiO ₂	34,9	2112,0	26,5	1605,3	506,8
Zn	0,0	1,8	0,0	0,5	1,2
Fe	0,0	1,3	0,0	0,6	0,8
Cu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
B	1,4	86,6	0,4	22,5	64,1
N _{total}	41,5	2510,0	9,1	548,5	1961,6

En las balsas de infiltración, que en total tienen una superficie de 408,3 m², se han vertido desde el comienzo de la experiencia 24700 m³ de agua residual. En la tabla 5.14 se muestra el aporte total (masa total vertida) de cada uno de los parámetros analizados, así como el aporte correspondiente al agua de abastecimiento y el debido a la población. Para realizar este cálculo se han utilizado los datos correspondientes a la balsa almacén dado que el agua de ésta es la que realmente se va a aplicar al suelo. Como se puede observar (fig. 5.27) el principal aporte de la población es DQO, DBO₅, sólidos en suspensión, COT, turbidez, nitrato, amonio, fosfatos y boro, aunque también contribuye de forma importante a la carga de bicarbonatos, potasio, hierro y cinc. De estas sustancias se puede decir que la DQO, la DBO₅, el amonio, los fosfatos y la turbidez son únicamente debidos al aporte de la población, por lo que su

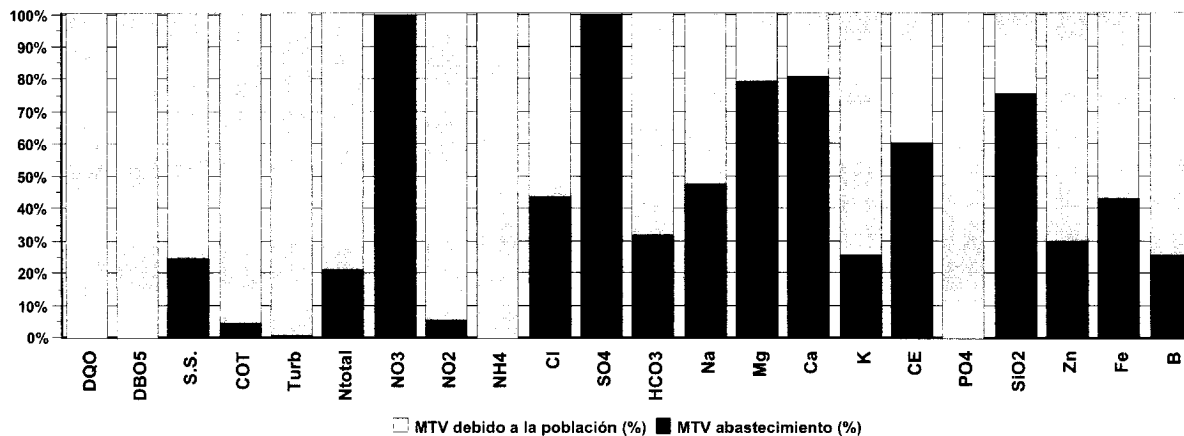


Figura 5.27. Contribución del agua de abastecimiento y de la población a la composición del ARU.

evolución a través de la zona no saturada y del acuífero debe ser seguido con especial atención.

5.6.- EVOLUCIÓN DEL AGUA RESIDUAL URBANA EN LAS BALSAS DE DECANTACIÓN Y ALMACÉN

Antes de proceder a su filtración sobre el terreno, el agua es sometida a un proceso de decantación que se produce tanto en la balsa de decantación propiamente dicha, como en la balsa almacén. En este apartado se presenta la evolución del agua de dichas balsas y se compara con el ARU bruta. Se observa una evolución importante, sobre todo en el contenido en sólidos en suspensión, materia orgánica y compuestos de nitrógeno. Al contrario de lo que sucedía con la composición del ARU bruta, es preciso tener en cuenta que el agua contenida en las balsas es en realidad una muestra integrada de 24 horas y que la comparación que se hace con las ARU corresponde a una muestra puntual, de primera hora de la mañana.

Cationes mayoritarios

En la figura 5.28 se presenta la evolución del contenido catiónico del agua residual bruta. Como era de esperar, los cationes divalentes y el potasio no muestran una variación apreciable, debido a que el agua de distribución tiene siempre el mismo origen, el pozo de abastecimiento, y a que los aportes de estos iones al agua por parte de los vertidos domiciliarios es pequeño. Sin embargo, el sodio, presenta una clara elevación entre los meses de octubre y enero con un pico muy marcado en el mes de diciembre, la causa de este hecho hay que buscarla en el aporte de sodio en la época de matanza, pues el cloruro sódico se emplea abundantemente en el proceso de preparación de embutidos y se vierte directamente a la red de alcantarillado.

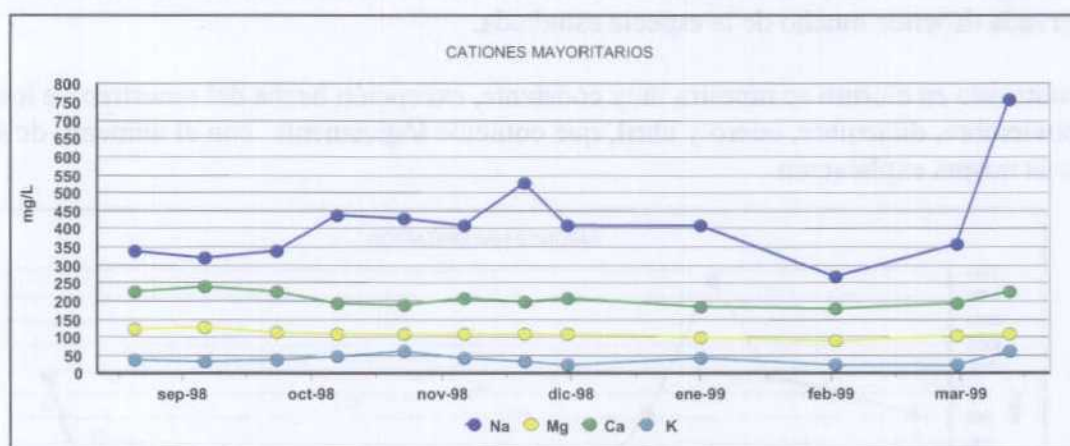


Fig. 5.28. Evolución de los cationes en el ARU bruta.

En la figura 5.29 se muestran los diagramas de cajas de cada uno de los cationes mayoritarios con el objeto de poder ver la evolución de cada uno en el agua bruta desde que sale del pretratamiento hasta que se vierte a las balsas de infiltración.

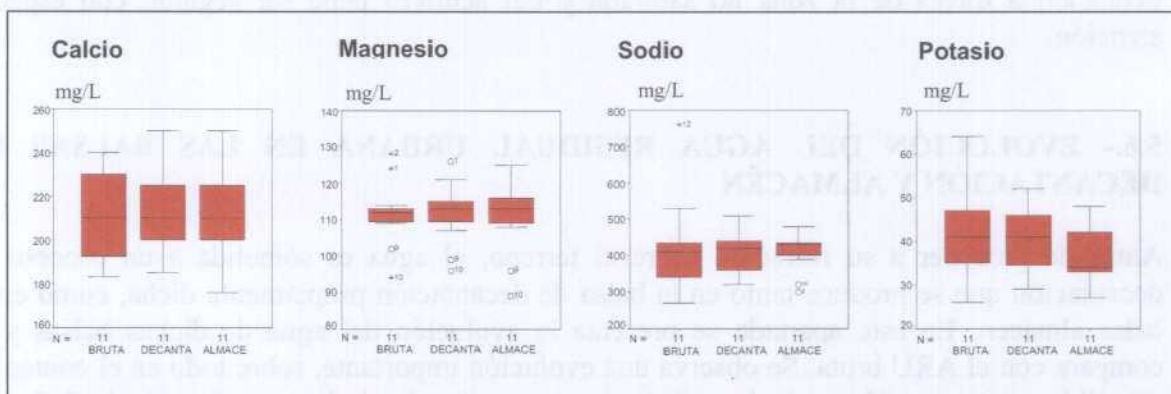


Fig.5.29. Evolución de los cationes mayoritarios en el agua residual bruta al pasar a la balsa de decantación y de ésta a la balsa almacén.

En los cuatro casos la mediana permanece bastante constante, a excepción del potasio, cuyo valor disminuye un poco a la salida de la balsa almacén. En general los valores en todos los casos pasan de estar más dispersos a concentrarse, esto es debido a la progresiva homogeneización del agua residual a medida que va pasando de una balsa a otra. En el caso del magnesio tiende a dispersarse un poco pero el rango de variación es muy pequeño y la mediana permanece constante. En resumen se puede afirmar que no existe ninguna causa por la que se produzca la retirada de cationes del agua residual, por lo que su contenido en general permanece muy constante.

Aniones mayoritarios

En la figura 5.30 se puede observar la evolución del contenido aniónico. La variabilidad observada depende mucho de la especie estudiada.

El contenido en cloruro se muestra muy constante, excepción hecha del muestreo de los meses de noviembre, diciembre, enero y abril, que coincide lógicamente con el aumento de sodio y tiene la misma explicación.

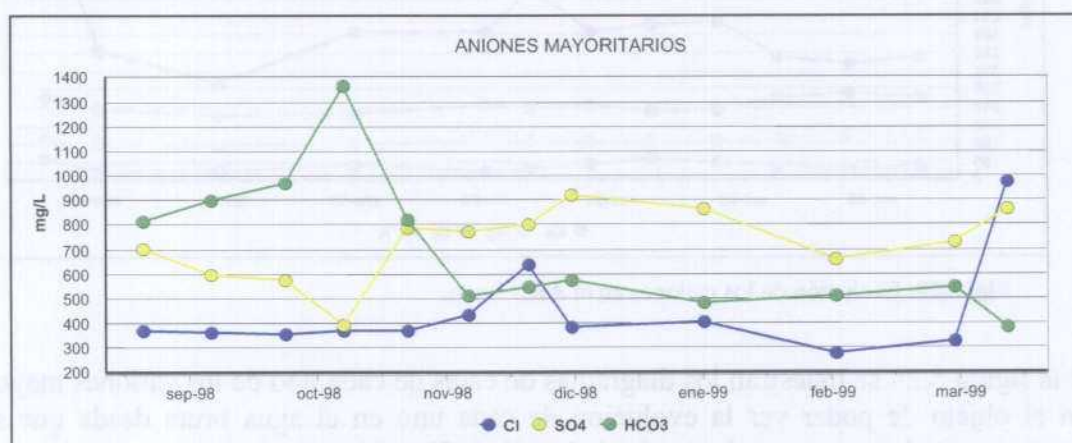


Figura 5.30. Evolución del contenido aniónico en el ARU.

Sulfatos y bicarbonatos siguen un comportamiento diferente y en general opuesto entre sí, de forma que si un anión aumenta, el otro disminuye. Se ha observado una fuerte correlación

($r^2=0,7289$) entre el contenido en sulfatos del agua de abastecimiento y el agua residual. Las variaciones en este anión, más que deberse al efecto del vertido, hay que explicarlas en la variabilidad del agua de abastecimiento cuya composición depende notablemente de la del río Guadahortuna y de la mezcla de ésta con la del acuífero. En el caso de los bicarbonatos, a la explicación anterior hay que añadir el que las ARU sufren variaciones notables en el pH debido a los vertidos domésticos y estas variaciones afectan al equilibrio de las especies carbonatadas. En general se observa un aumento del pH y por ello disminución de la solubilidad de los carbonatos.

En la figura 5.31 se presenta la evolución de los aniones mayoritarios en el agua residual bruta y en el agua decantada.

En el caso de los cloruros, la mediana aumenta entre el agua bruta y la de la balsa de decantación. En la balsa almacén se produce una mayor dispersión de los valores pero disminuyen los datos extremos, aunque el valor de éstos aumenta, lo que produce que el rango de variación se haga mayor. En la balsa almacén se eliminan por completo los datos atípicos y además, excluyendo los valores extremos, el resto están muy próximos a la mediana.

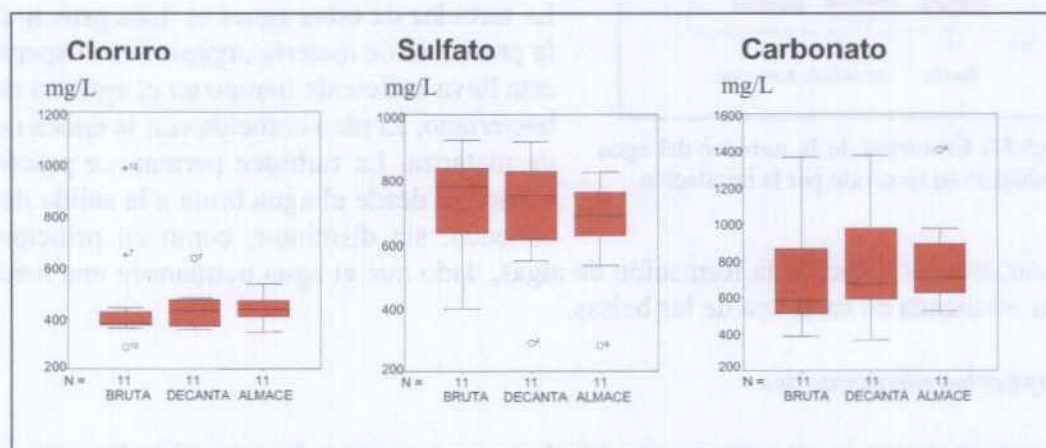


Fig. 5.31. Evolución de los aniones mayoritarios en el agua residual al pasar el agua bruta a la balsa de decantación y ésta a la balsa almacén.

Respecto a los sulfatos, la mediana va disminuyendo al pasar de una balsa a otra, al contrario que en el caso de los carbonatos que va aumentando. En ambos casos los valores extremos van aproximándose más a la mediana y la dispersión de los datos disminuye. Al igual que con el contenido de cationes, el de aniones mayoritarios, apenas sufre modificación por el hecho de almacenar el agua durante cortos periodos de tiempo, tan sólo se homogenizan, esta es la razón de que los valores extremos tiendan a disminuir.

Metales pesados

De los metales pesados analizados: hierro, manganeso, aluminio, cromo, mercurio, plomo, cadmio, cobre y cinc, únicamente este último se presenta en contenidos detectables y de forma reiterada en las ARUs brutas, aunque los valores son equivalentes a los hallados en las aguas subterráneas, por lo que no parece que exista un importante aporte antrópico de este metal (la única fuente probable es la industria chacinera). El resto de los metales pesados no se han detectado en ninguno de los muestreos.

En el agua de las balsas de decantación y almacén el contenido en metales pesados es similar al del agua residual bruta, no detectándose presencia mas que de zinc y en concentraciones similares.

Turbidez

En la figura 5.32 se ha representado la evolución de la turbidez en el agua residual a lo largo de su recorrido hasta la balsa almacén. Se aprecia que se trata de un parámetro que, salvo los dos valores atípicos, que se presentan en el agua residual bruta y a la salida de la balsa de decantación, presenta valores bastante constantes moviéndose en general entre 50 y 150 UNF (Unidades Nefelométricas de Formacina) en el agua residual bruta. El valor atípico, que en ambos casos pertenece a la misma muestra, debe corresponder a una situación puntual pues los valores normales son notablemente mas reducidos.

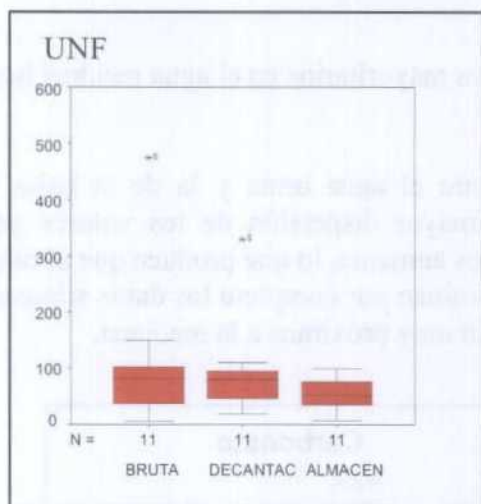


Fig.5.32. Evolución de la turbidez del agua residual en su recorrido por la instalación.

La turbidez de estas aguas se debe principalmente a la presencia de materia orgánica en suspensión, y si esta lleva suficiente tiempo en el agua, al desarrollo bacteriano. El pico coincide con la época de vertido de matanza. La turbidez permanece prácticamente constante desde el agua bruta a la salida de la balsa almacén, sin disminuir, como en principio cabría esperar, esto es debido a la formación de algas, dado que el agua permanece una media de 24 horas estancada en cada una de las balsas.

Compuestos nitrogenados

El nitrógeno presente en el agua residual se encuentra en forma reducida, como amonio, aunque en algunas ocasiones se ha detectado nitrito pero en poca cantidad (0,09 mg/L como valor medio) y solo en la balsa almacén. No se ha detectado la presencia de nitratos en ninguno de los análisis realizados. Esto indica que el agua se encuentra en condiciones fuertemente reductoras, debida a la intensa actividad bacteriana que mantiene.

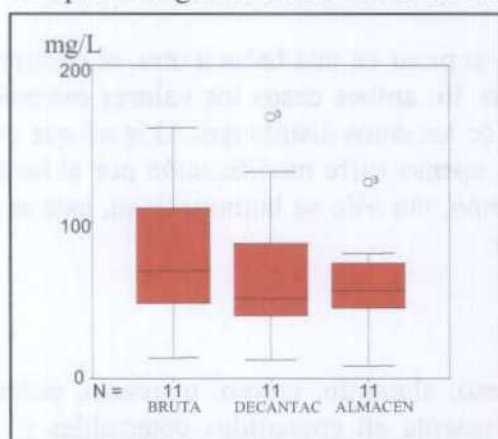


Figura 5.33. Evolución del amonio en el agua residual urbana en cada uno de los pasos.

Los valores medidos en el agua residual bruta oscilan mucho en términos absolutos, entre un mínimo de 13 mg/L en el muestreo del 20 de diciembre y un máximo de 160 mg/L en el muestreo del mes de octubre. Un factor que debe ser tenido en cuenta, aunque es de muy difícil valoración, es que parte del nitrógeno amoniacal puede estar producido por el empleo de detergentes amoniacales.

DBO₅, DQO, Sólidos en suspensión y COT

La evolución de la DQO y de la DBO₅, presentan un comportamiento semejante, como se puede observar en la figura 5.34, donde se encuentran representados ambos parámetros junto con el COT y los sólidos en suspensión en el agua residual bruta. Se comportan según lo esperado, aumentando en la época en la que los vertidos con elevado contenido en materia orgánica son mayores.

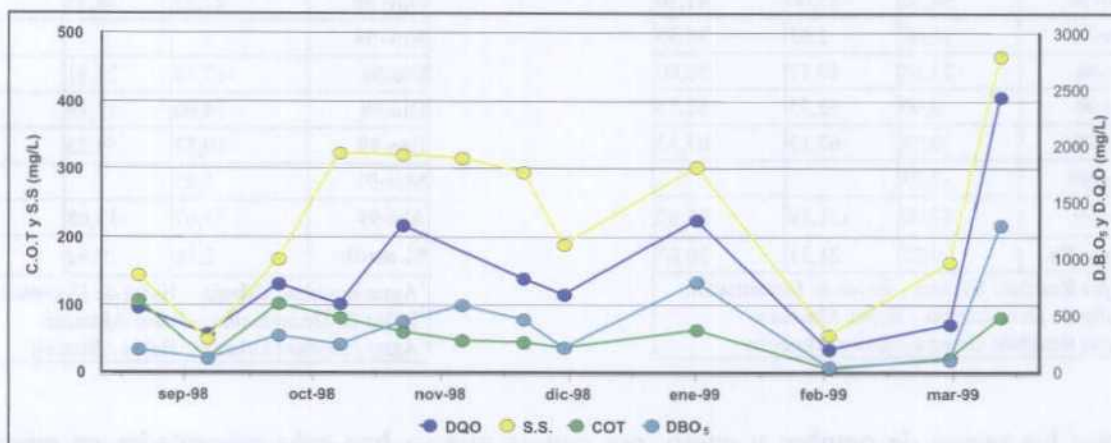


Figura 5.34. Evolución de la DBO₅, DQO, S.S. y COT en el agua residual bruta.

La variabilidad encontrada en la DBO₅ es notable, oscilando en el caso de las aguas brutas entre 211 y 806 mg/L de O₂ (dejando aparte la muestra de abril de 1999 que presenta un valor anormalmente elevado), la eficacia en la eliminación de DBO₅ en el sistema de pretratamiento es del orden del 30,85%, considerado como aceptable, sobre todo si se tiene en cuenta que las balsas se encuentran abiertas y expuestas a la radiación solar y a la entrada de polvo.

Con frecuencia se observa que en la balsa de decantación se produce un ligero aumento de la DBO₅, este fenómeno es debido al desarrollo explosivo inicial de la carga bacteriana a expensas de la materia orgánica que una vez consumida permite la reducción de la DBO₅. El valor de la DQO muestra una evolución parecida a la DBO₅, oscilando entre 211 y 1348 mg/L de O₂ (de nuevo el mes de abril de 1999 muestra un valor anormalmente elevado, de 2445 mg/L de O₂).

En las tablas 5.15 y 5.16 se presenta el porcentaje de variación del contenido total en DBO₅ y DQO respectivamente en la balsa almacén y de decantación respecto al agua bruta, y entre ambas balsas. También se presenta la media de todos los valores calculados. En la tabla 5.17 se presenta el mismo tipo de información para el contenido en sólidos en suspensión.

Se observa como a pesar del corto periodo de permanencia del agua en las balsas, se produce una reducción importante en el total de sólidos en suspensión que como valor medio es del 48,57 % en la balsa almacén y del 19,75 % en la balsa de decantación. También es importante destacar que existe un caso en el que el total de sólidos en suspensión aumenta, en lugar de disminuir. Este hecho se debe a la posibilidad de contaminación externa pues las balsas están al aire libre y el crecimiento de microorganismos y algas puede interferir en la medida.

Tabla 5.15. Rendimiento en % de la eliminación de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) en el sistema de decantación-almacén.

Fecha	¹ ARU -BD	² BD-BA	³ ARU-BA
Sep-98	-35,07	33,33	9,95
Sep-98	-60,00	45,00	12,00
Oct-98	7,58	34,43	39,39
Oct-98	-34,39	33,82	11,07
Nov-98	56,52	-35,00	41,30
Nov-98	36,67	2,63	38,33
Dic-98	-23,68	40,17	26,00
Dic-98	0,00	52,73	52,73
Ene-99	0,74	67,13	67,37
Mar-99	-2,73		
Abr-99	87,00	-31,18	82,95
% medio	0,21	21,31	30,87
¹ Agua Residual Urbana – Balsa de Decantación			
² Balsa de Decantación – Balsa Almacén			
³ Agua Residual Urbana – Balsa Almacén			

Tabla 5.16. Rendimiento en % de la eliminación de Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el sistema de decantación-almacén.

Fecha	¹ ARU -BD	² BD-BA	³ ARU-BA
Sep-98	-5,80	13,71	8,70
Sep-98	-29,01	44,10	27,89
Oct-98	8,16	19,44	26,02
Oct-98	-33,61	30,65	7,34
Nov-98	47,33	-4,35	45,04
Nov-98			
Dic-98	-17,14	25,81	13,10
Dic-98	14,00	43,19	51,14
Ene-99	-10,53	59,73	55,49
Mar-99	3,45		
Abr-99	79,67	-13,08	77,01
% medio	2,16	19,92	25,25
¹ Agua Residual Urbana – Balsa de Decantación			
² Balsa de Decantación – Balsa Almacén			
³ Agua Residual Urbana – Balsa Almacén			

Entre los meses de octubre y enero, por causas que ya han sido comentadas en apartados anteriores, se produce un notable aumento del contenido en sólidos en suspensión, se trata además del periodo en el que la eliminación de estos es más eficaz, llegando a valores de hasta el 81,5% en el mes de octubre. Este efecto es especialmente importante para frenar la influencia que los vertidos podrían tener sobre el lecho filtrante colmatándolo rápidamente.

El contenido en carbono orgánico sufre un comportamiento aparentemente aleatorio no observándose una tendencia clara entre la balsa de decantación y la balsa almacén, pues unas veces disminuye y otras aumenta, ni entre éstas y el agua residual. El carbono orgánico presente en las aguas residuales corresponde en su totalidad a los vertidos domésticos y a los vertidos industriales. En las balsas, debido al desarrollo de organismos autótrofos, fundamentalmente algas, se produce un incremento a pesar de la actividad bacteriana y de la decantación que se produce al mantener el agua almacenada en reposo. El contenido en carbono orgánico total dependerá directamente de la temperatura ambiente y de las horas totales de iluminación solar.

En la época en la que se esperan unos niveles mayores de COT, octubre a enero, disminuye. La contradicción se resuelve si se considera que el vertido de materia orgánica debido a la actividad de la industria de elaboración de charcutería se encuentra en su mayor parte en forma de partículas fácilmente decantables, que son eliminadas rápidamente del agua en las balsas.

En la figura 5.35 se muestra la evolución de estos cuatro parámetros que suelen estar muy relacionados entre sí, y así sucede como se puede observar al analizar la evolución paralela de los diagramas de cajas representados. Se trata de la DBO₅, la DQO, el contenido en sólidos en suspensión y el carbono orgánico total.

Tabla 5.17. Rendimiento del sistema en % de la eliminación de Sólidos en Suspensión (S.S.) en el sistema decantación-almacén.

Fecha	¹ ARU -BD	² BD-BA	³ ARU-BA
Sep-98	30,56	-4,00	27,78
Sep-98	-19,23	-3,23	-23,08
Oct-98	4,76	52,50	54,76
Oct-98	64,20	48,28	81,48
Nov-98	62,73	30,00	73,91
Nov-98	28,08	36,84	54,57
Dic-98	-10,14	40,80	34,80
Dic-98	3,68	61,75	63,16
Ene-99	5,59	62,37	64,47
Mar-99	23,78		
Abr-99	77,56	29,52	84,19
% medio	19,75	35,82	48,57

¹Agua Residual Urbana – Balsa de Decantación

²Balsa de Decantación – Balsa Almacén

³Agua Residual Urbana – Balsa Almacén

Tabla 5.18. Rendimiento en % de la eliminación de Carbono Orgánico Total (COT) en el sistema decantación-almacén.

Fecha	¹ ARU -BD	² BD-BA	³ ARU-BA
Sep-98	-16,67	9,52	-5,56
Sep-98	-445,45	85,00	18,18
Oct-98	-11,76	0,00	-11,76
Oct-98	18,52	-27,27	-3,70
Nov-98	45,00	-27,27	30,00
Nov-98	6,25	26,67	31,25
Dic-98	-53,33	-23,19	-88,89
Dic-98	30,77	11,11	38,46
Ene-99	-47,62	70,97	57,14
Feb-99	-14,29		
Mar-99	59,26	-27,27	48,15
% medio	34,59	2,87	6,40

¹Agua Residual Urbana – Balsa de Decantación

²Balsa de Decantación – Balsa Almacén

³Agua Residual Urbana – Balsa Almacén

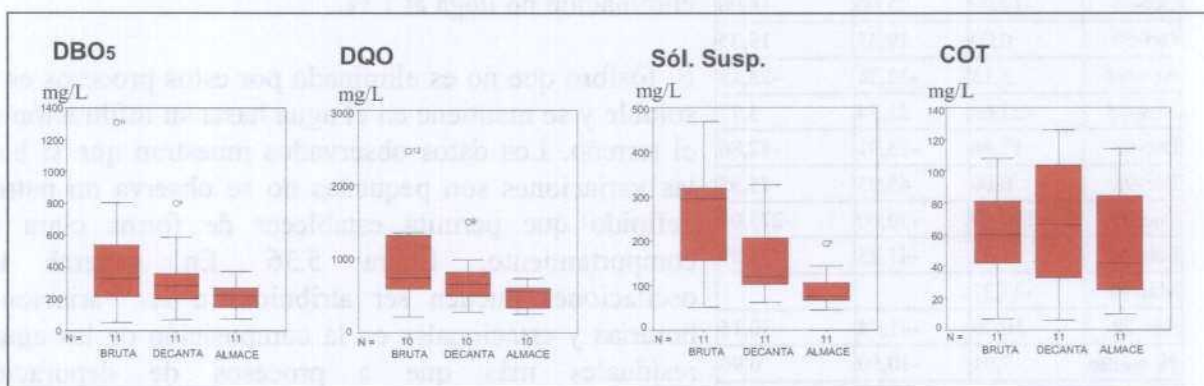


Figura 5.35. Evolución del contenido de DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno) sólidos en suspensión y COT (carbono orgánico total) en el agua residual en su trayecto hacia las balsas de infiltración.

En general todos los parámetros aumentan en la época de actividad industrial, los valores atípicos observados son vertidos puntuales, y se mantienen dentro de un rango de variación moderado. El parámetro que se comporta algo diferente es el carbono orgánico total, cuyo contenido, aunque también tiende a disminuir, al igual que los otros tres, presenta valores más dispersos a la salida de la balsa de decantación así como de la de almacén debido al importante desarrollo de las algas que se produce en ambas balsas al estar a la intemperie directamente bajo el sol.

Hay que tener en cuenta que entre los sólidos en suspensión se incluyen tanto componentes orgánicos como inorgánicos y que el lavado de las calles por episodios de lluvia o el arrastre por el viento de polvo hace que su valor pueda subir notablemente sin causa aparente. Esta es la razón de que se den, en algunas ocasiones, unos valores tan altos de sólidos en suspensión en el agua residual bruta. También de estos diagramas se puede deducir que el tratamiento de decantación y almacenaje del ARU es especialmente efectivo para la disminución de estos parámetros, incluso para el COT. Aunque a la salida de la balsa almacén el agua residual muestra una dispersión de valores relativamente importante, se aprecia como va

disminuyendo respecto a la balsa de decantación, al tiempo que también lo hace la mediana, situándose en unos 40 mg/L cuando en la balsa de decantación y en el agua bruta se encontraba entorno a 70 y 60 mg/L respectivamente.

Fósforo, Sílice, pH y Conductividad

El fósforo de las aguas residuales urbanas procede tanto de las excretas humanas como de los restos de alimentos y de los compuestos de lavado y limpieza comercial. En la figura 5.36 se muestra la evolución de la concentración de este elemento en las balsas.

Aproximadamente el 10 % del fósforo contenido en las aguas residuales urbanas corresponde a la fracción insoluble que puede ser eliminada mediante el proceso de decantación primaria (Metcalf y Eddy, 1998). Además, siempre que las condiciones de luz y temperatura sean

Tabla 5.19. Rendimiento en % de la eliminación de Fósforo en el sistema de decantación-almacén.

Fecha	¹ ARU -BD	² BD-BA	³ ARU-BA
Sep-98	64,44	12,50	68,89
Sep-98	-15,79	0,00	-15,79
Oct-98	-12,00	25,00	16,00
Oct-98	0,00	19,35	19,35
Nov-98	3,13	-32,26	-28,13
Nov-98	-22,64	21,54	3,77
Dic-98	17,86	-73,91	-42,86
Dic-98	0,00	45,95	45,95
Ene-99	-150,00	-50,00	-275,00
Feb-99	7,32	-41,23	-30,89
Mar-99	-27,27		
Abr-99	50,79	-41,94	30,16
% medio	-7,01	-10,50	0,96

¹Agua Residual Urbana – Balsa de Decantación
²Balsa de Decantación – Balsa Almacén
³Agua Residual Urbana – Balsa Almacén

favorables, cabría esperar una disminución adicional de este elemento debido a la retirada por parte de las algas en crecimiento (Ramalho, 1993). En la tabla 5.19, que muestra el porcentaje de eliminación de fósforo a lo largo del recorrido del agua residual hasta ser aplicada al suelo, se puede ver que al final del proceso esta eliminación no llega al 1 %.

El fósforo que no es eliminado por estos procesos es el soluble y se mantiene en el agua hasta su infiltración en el terreno. Los datos observados muestran que si bien las variaciones son pequeñas no se observa un patrón definido que permita establecer de forma clara su comportamiento, figura 5.36. En general las oscilaciones pueden ser atribuidas a las variaciones horarias y estacionales en la composición de las aguas residuales más que a procesos de depuración propiamente dichos.

Las cantidades de fósforo son en general elevadas, en ocasiones más de 60 mg/L, y provienen casi exclusivamente del aporte de los detergentes domésticos, pues el agua de abastecimiento no contiene este ión en disolución. Las oscilaciones observadas son grandes, incluso en épocas del año de similar climatología, por lo que hay que explicar este hecho basado en la variabilidad del vertido, al no haber transcurrido tiempo suficiente para que la precipitación o la retirada por la biomasa haya podido ser significativa. El contenido en sílice es prácticamente constante al no sufrir ningún proceso de eliminación o aporte por actividades domésticas. Los valores encontrados oscilan entre 20 y 30 mg/L (salvo la primera muestra que llegaba a 40 mg/L) y se corresponde al contenido medio en el agua de abastecimiento.

En el agua bruta los valores del pH aparecen muy dispersos respecto a la mediana (figura 5.37) que es aproximadamente de 7,6 y el rango de variación oscila entre 5,6 y 8,1, los valores inferiores se deben a que en los meses de noviembre a enero el pH sufre un descenso brusco relacionado con los vertidos de la industria chacinera y los superiores a las lluvias. En cambio, a la salida de la balsa almacén se puede observar que la dispersión de los datos se ha reducido considerablemente, además de haber bajado el valor del pH, cuya mediana está ahora en 7,3.

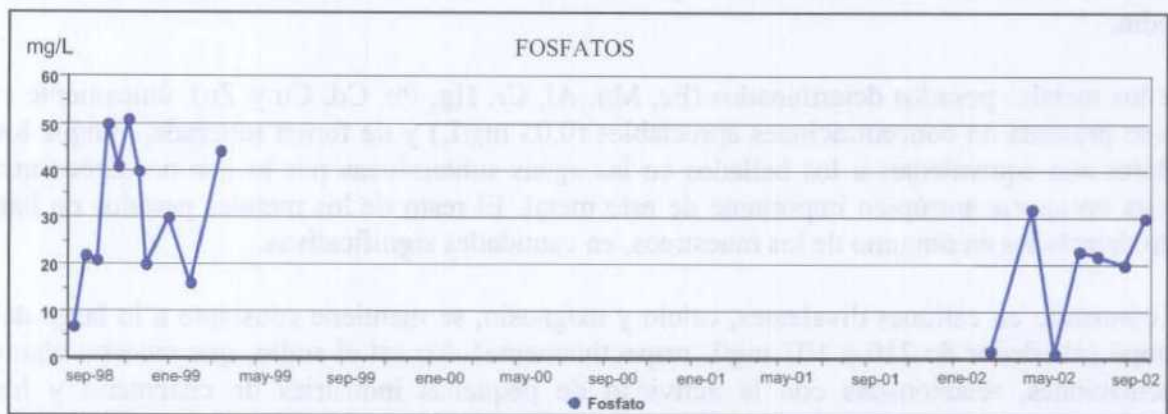


Figura 5.36. Evolución del fósforo en el agua residual a lo largo del tiempo.

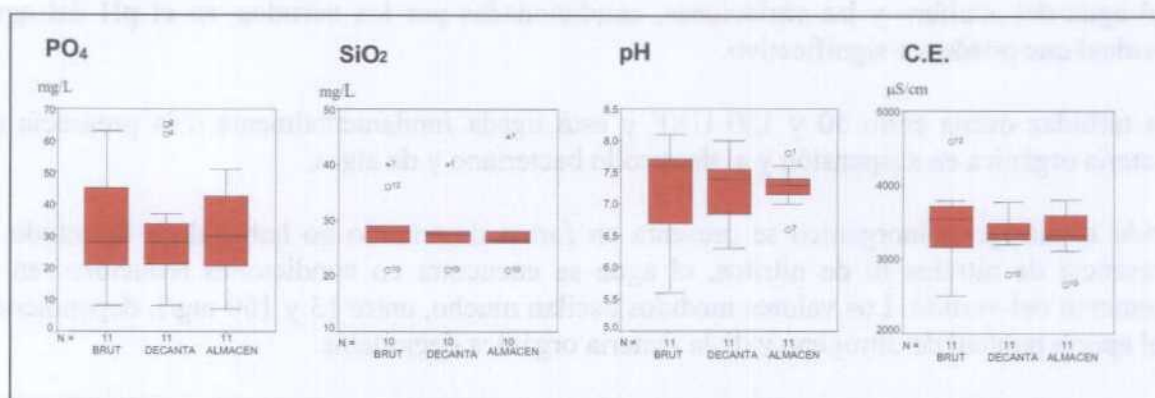


Fig 5.37. Diagramas de caja que muestran la evolución del fósforo, la sílice el pH y la conductividad eléctrica en el agua residual durante su pretratamiento.

La conductividad eléctrica del agua residual urbana viene determinada tanto por el agua de origen, que salvo excepciones no sufre grandes variaciones, como por los vertidos y la mezcla con aguas de escorrentía superficial en época de lluvias. Esto tiene una especial relevancia dado que el agua de abastecimiento tiene una conductividad relativamente elevada lo que puede ser negativo desde el punto de vista de uso agrícola. La conductividad eléctrica se muestra como un parámetro relativamente constante.

Conclusiones

Las aguas residuales de la población de Dehesas de Guadix presentan una composición variable en función del momento del muestreo debido a la relativa aleatoriedad de los vertidos. Para entender sus características físico-químicas hay que considerar que, excepto cuando se produce escorrentía debido a la lluvia, este agua procede del sondeo de abastecimiento ubicado en el acuífero del río Guadahortuna. Por tanto la composición final será similar al agua del acuífero más los componentes nuevos aportados por los vertidos, que, como se ha mencionado antes, son fundamentalmente DQO, COT, sólidos en suspensión, amonio, fosfatos y turbidez.

En comparación con la composición típica del agua residual urbana, la de Dehesas de Guadix presenta una alta concentración para la mayoría de los parámetros estudiados (333,1 mg/L de DQO, 216 mg/L de DBO, 55 mg/L de amonio) pero, al llegar a la balsa almacén, antes de ser

aplicada al suelo, su concentración se podría clasificar, en función de la tabla 5.12, como media.

De los metales pesados determinados (Fe, Mn, Al, Cr, Hg, Pb, Cd, Cu y Zn), únicamente el Zn se presenta en concentraciones apreciables (0,03 mg/L) y de forma reiterada, aunque los valores son equivalentes a los hallados en las aguas subterráneas por lo que no parece que exista un aporte antrópico importante de este metal. El resto de los metales pesados no han sido detectados en ninguno de los muestreos, en cantidades significativas.

El contenido en cationes divalentes, calcio y magnesio, se mantiene constante a lo largo del tiempo (alrededor de 210 y 107 mg/L respectivamente). No así el sodio, que muestra claras fluctuaciones, relacionadas con la actividad de pequeñas industrias de chacinería y los vertidos domésticos, sufriendo un aumento importante en los meses de octubre a enero. La evolución de los aniones es variable, el cloruro se relaciona claramente con el sodio, la evolución de sulfatos y bicarbonatos está determinado por las variaciones en la composición del agua del acuífero y las variaciones, condicionadas por los vertidos, en el pH del agua residual que puede ser significativo.

La turbidez oscila entre 50 y 150 UNF y está ligada fundamentalmente a la presencia de materia orgánica en suspensión y al desarrollo bacteriano y de algas.

Todo el nitrógeno inorgánico se presenta en forma de amonio no habiéndose detectado la presencia de nitratos ni de nitritos, el agua se encuentra en condiciones reductoras en el momento del vertido. Los valores medidos oscilan mucho, entre 13 y 160 mg/L dependiendo del aporte puntual de nitrógeno y de la materia orgánica degradable.

La demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno evolucionan de forma similar, aumentando en la época de mayor actividad biológica. El carbono orgánico es el parámetro que se muestra más estable. La evolución de los sólidos en suspensión presenta un comportamiento más errático, ello es debido a que además de la componente orgánica hay que considerar una componente inorgánica procedente del lavado de las calles y del arrastre de polvo.

Las cantidades de fósforo halladas en el agua residual urbana son en general elevadas, en ocasiones más de 60 mg/L como PO_4 y en la mayoría de las ocasiones más de 30 mg/L, provenientes casi en su totalidad de los vertidos domésticos, pues el agua subterránea de la que se abastece la población no contiene fósforo en disolución, el cual es fácilmente inmovilizado por la matriz caliza del suelo.

El contenido en sílice se muestra muy estable, entre 25 y 30 mg/L ya que la única fuente de esta especie es el propio agua de abastecimiento.

Los valores de pH, que en principio muestran una gran dispersión en el agua residual bruta, oscilan entre 5,6 y 8,2. A la salida de la balsa almacén se observa que los valores se mantienen dentro de un intervalo más estrecho, entre 7,0 y 7,6.

La conductividad eléctrica, determinada principalmente por la composición del agua de abastecimiento, es relativamente elevada, oscilando entre 3200 y 3800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aunque el aporte de agua de lluvia o los vertidos modifican su valor, en el primer caso disminuyéndolo y en el segundo aumentándolo.

Desde el punto de vista de aptitud agrícola, son aguas con un elevado contenido en sales en disolución, por lo que en general no son adecuadas para el riego, clase C4 según las normas Riverside. Sin embargo el elevado contenido en calcio y magnesio permite su uso sin riesgo de alcalinización. Por su contenido en boro, 4,43 mg/L de media, este agua no debe ser empleada en el riego de cultivos sensibles.

El paso del agua a través de la balsa de decantación y la balsa almacén modifica sustancialmente el valor de algunos de sus parámetros más significativos, (DQO, DBO sólidos en suspensión y amonio) pero no tiene apenas influencia sobre la concentración de los aniones y cationes mayoritarios, además el aporte domestico de estos iones es muy pequeño en comparación con su concentración en el agua de abastecimiento (a excepción del cloruro de sodio). Tan sólo se produce una homogeneización de sus valores en todas las muestras. Tampoco se observa una variación significativa del único metal pesado detectado, el zinc. El proceso de decantación y almacén en las balsas se muestra eficaz en la retirada de sólidos en suspensión valorándose el porcentaje medio de eliminación a lo largo de todo el proceso en un 48,6 %.

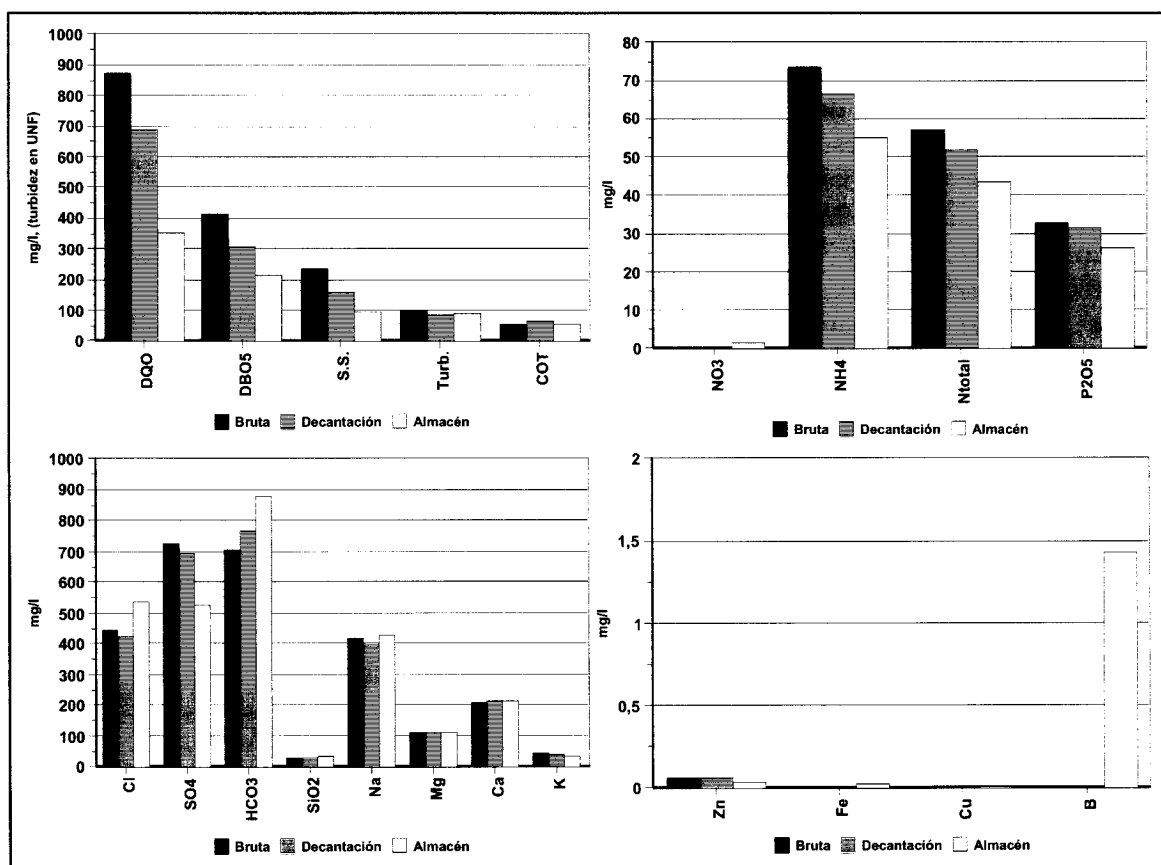


Figura 5.38. Composición media del ARU bruta y tras haber pasado por la balsa almacén y decantación.

El amonio aumenta en los meses de mayor aporte de materia orgánica debido a la existencia de procesos activos de amonificación. En el resto de los meses del año se produce una disminución superior al 20 % por termino medio. El crecimiento de algas y otros organismos autótrofos en las balsas hace que la evolución del carbono orgánico total presente un patrón difícil de interpretar. La tendencia general es, no obstante, a la disminución, un 6,4 % de media aunque en ocasiones supera el 30 %.

El crecimiento de las algas y otros organismos autótrofos hacen que la turbidez no disminuya. Tampoco se produce la eliminación eficaz del fósforo disuelto ni de la sílice.

La DBO₅ y DQO muestran un comportamiento similar, con reducciones promedio que varían entre el 25 y 30 %. Además se produce la homogeneización del valor de estos parámetros en todas las muestras a la salida de la balsa almacén.

La figura 5.38 se presenta como resumen de la eficacia del sistema de decantación, que, en conclusión, es especialmente efectivo en la eliminación de DBO₅, DQO, sólidos en suspensión y amonio y, como consecuencia, de nitrógeno total, dado que el amonio es la forma mayoritaria del nitrógeno en el agua residual.

5.7.- APTITUD AGRÍCOLA DEL AGUA RESIDUAL URBANA E ÍNDICES DE CORRELACIÓN EN LAS BALSAS DE TRATAMIENTO

En la tabla 5.20 se muestran los índices de aptitud agrícola de las aguas residuales brutas. Todas las muestras menos la última presentan elevada conductividad eléctrica, clase C4, por lo que no son adecuadas para el riego salvo en condiciones muy excepcionales tales como suelos muy permeables, drenaje muy intenso y cultivos tolerantes a la salinidad. En todo caso debe aplicarse un exceso importante de agua para conseguir un lavado apreciable. Sin embargo, desde el punto de vista del riesgo de alcalinización, índice SAR, debido al elevado contenido en calcio y magnesio de las muestras, prácticamente todas presentan valores inferiores a 10, entre 4 y 7,5 unidades, por lo que se clasifican como S1 o de baja relación de adsorción de sodio pudiendo utilizarse en todos los suelos sin peligro de que se eleve el sodio de cambio. Para la última muestra, el riesgo de alcalinización será moderado ya que presenta una relación de absorción de sodio media (S2). Parte de este agua se emplea para el riego de vides próximas a la planta de depuración.

Tabla 5.20. Aptitud para el riego de las aguas residuales urbanas de Dehesas de Guadix.

Fecha	C		S		%Na	CSR		RCa	RMg	Normas Scott		
Sep-98	C4	Muy alto	4,5	S1	Bajo	42,2	14,68	Inadecuada	0,31	47,1	5,4	Mediocre
Sep-98	C4	Muy alto	4,1	S1	Bajo	39,7	16,25	Inadecuada	0,33	46,8	5,5	Mediocre
Oct-98	C4	Muy alto	4,6	S1	Bajo	43,2	18,03	Inadecuada	0,32	45,0	5,7	Mediocre
Oct-98	C4	Muy alto	6,3	S1	Bajo	52,2	23,14	Inadecuada	0,26	48,0	4,7	Mediocre
Nov-98	C4	Muy alto	6,1	S1	Bajo	52,1	13,77	Inadecuada	0,25	49,3	4,7	Mediocre
Nov-98	C4	Muy alto	5,7	S1	Bajo	49,2	9,74	Inadecuada	0,28	46,6	4,7	Mediocre
Dic-98	C4	Muy alto	7,5	S1	Bajo	55,7	9,93	Inadecuada	0,24	47,6	3,2	Mediocre
Dic-98	C4	Muy alto	5,7	S1	Bajo	48,4	10,77	Inadecuada	0,28	46,8	4,7	Mediocre
Ene-99	C4	Muy alto	6,0	S1	Bajo	51,6	8,99	Inadecuada	0,26	47,2	4,5	Mediocre
Feb-99	C3	Alto	4,0	S1	Bajo	42,4	9,79	Inadecuada	0,32	45,9	7,2	Tolerable
Mar-99	C3	Alto	5,2	S1	Bajo	47,1	10,22	Inadecuada	0,29	46,7	5,4	Mediocre
Abr-99	C4	Muy Alto	10,3	S2	Medio	62,6	8,66	Inadecuada	0,21	44,5	2,1	Mediocre

C: conductividad S: sodicidad CSR: carbonato sódico residual RCa: relación de calcio RMg: relación de magnesio

Según las normas H. Greene (porcentaje de sodio respecto al total de cationes) se trata de un agua que oscila en el límite entre buena y mediocre.

El carbonato sódico residual presenta valores muy elevados, siempre mayores de 8 meq/L, llegando en un caso extremo a 23 meq/L. Se trata pues de un agua inadecuada para el riego, según este criterio, que valora la posibilidad de que la precipitación de calcio y magnesio, según se concentra la solución del suelo en el entorno de las raíces, modifique el valor del SAR.

Según las normas Scott, se trata de un agua mediocre, para su empleo debe seleccionarse el suelo y, en ocasiones, suministrar un drenaje artificial para permitir el lavado del exceso de sales que pueden quedar en el suelo. Según estas normas el agua residual presenta peor calidad que la del acuífero.

La relación de calcio se mueve en el límite de 0,35 unidades que se considera como la frontera a partir de la cual el agua de riego puede provocar problemas de sodificación del suelo. No existe riesgo de exceso de magnesio pues en todos los casos el valor del índice RMg se encuentra por debajo de 50 unidades, aunque muy próximos a este valor.

En la tabla 5.21 se presentan los índices de correlación entre los diversos parámetros determinados en las aguas residuales. La correlación DBO₅ / DQO es muy elevada, $r^2=0,97$, como era de esperar. Destaca la correlación encontrada entre la DBO₅ y DQO con el contenido en sólidos en suspensión, debido a que la mayor parte de estos consisten en materia orgánica más o menos degradada. También el cloruro el sodio y la materia orgánica se correlacionan muy bien, lo cual puede deberse a que en general, los mayores vertidos de materia orgánica coinciden con los mayores vertidos de cloruro sódico procedente de las industrias chacineras.

Tabla 5.21. Coeficientes de correlación entre los parámetros determinados en el agua residual urbana.

	DQO	DBO ₅	S.S.	Turbz	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH	CE
DQO	1,00														
DBO ₅	0,97	1,00													
S.S.	0,84	0,84	1,00												
Turbz	0,44	0,29	0,43	1,00											
Cl	0,71	0,74	0,59	0,11	0,18	1,00									
HCO ₃	-0,27	-0,33	-0,31	0,03	0,45	-0,25	-0,87	1,00							
CO ₃	-0,00	-0,08	-0,07	0,48	-0,12	-0,11	0,06	-0,02							
Na	0,77	0,76	0,69	0,26	0,22	0,93	0,31	-0,19	-0,19	1,00					
Mg	-0,03	-0,05	-0,11	0,04	0,51	0,11	-0,31	0,54	0,35	0,08	1,00				
Ca	-0,03	-0,04	-0,23	-0,14	0,56	0,16	-0,37	0,49	0,35	0,06	0,89	1,00			
K	0,74	0,67	0,61	0,65	0,42	0,44	-0,10	0,25	-0,13	0,51	0,24	0,12	1,00		
pH	-0,71	-0,79	-0,62	0,06	-0,13	-0,74	-0,35	0,40	0,15	-0,72	0,12	0,10	-0,34	1,00	
CE	0,56	0,51	0,44	0,26	0,68	0,64	-0,15	0,36	0,08	0,64	0,62	0,63	0,65	-0,29	1,00
NH ₄	-0,05	-0,17	-0,07	0,40	0,25	-0,33	-0,48	0,52	-0,03	-0,29	0,16	0,19	0,29	0,48	0,27
PO ₄	0,33	0,29	0,37	0,23	-0,07	0,36	-0,13	0,21	-0,25	0,44	-0,00	-0,07	0,45	-0,41	0,30
SiO ₂	0,26	0,22	0,16	0,03	0,63	0,26	0,05	0,21	0,55	0,33	0,73	0,68	0,30	-0,03	0,61

Coeficiente de correlación significativo a partir de 0,64 para un nivel de significación de 0,001.
DQO= Demanda química de oxígeno. C.E.= Conductividad eléctrica. S.S.= Sólidos en suspensión

Conclusiones

La figura 5.39 muestra la masa total vertida al suelo de cada uno de los componentes del agua residual y su evolución en la solución del suelo con la profundidad. Los componentes mayoritarios de la solución del suelo son el cloruro, el sulfato, el bicarbonato, el sodio, el

calcio, el magnesio y el nitrato. Se observa como algunos de los parámetros disminuyen en los primeros 22 cm, es el caso de la DQO, los bicarbonatos, el sodio, el potasio, el amonio, el fosfato, la turbidez y el cloruro. Otros, por el contrario, se concentran como los sulfatos, el calcio y el magnesio. La concentración de sílice no varía.

La eliminación de DQO y turbidez en los primeros centímetros del suelo se produce como consecuencia de la filtración mecánica y de la actividad de los microorganismos del suelo. La reducción de la concentración de fosfato es debida a procesos de precipitación. El nitrógeno aportado por el agua residual, todo como amonio, en los primeros 22 cm de lecho se ha oxidado en su totalidad a nitrato. El elevado contenido en sulfato no puede explicarse de otra manera que no sea la disolución de yeso pues el aporte de azufre orgánico no es suficiente para explicar el elevado incremento observado en las cápsulas. Los iones cloro, sodio, magnesio y calcio sufren oscilaciones debido a procesos de evaporación y precipitación de sales en esta capa más superficial.

Una vez que los componentes aportados por el agua residual se incorporan a la solución del suelo muestran tres comportamientos diferentes. Algunos como la DQO, disminuyen claramente, dado que se ven afectados por la eliminación activa por los microorganismos del suelo. Otros se concentran a unos 80 cm donde se sitúa el límite de evapotranspiración. Tan sólo el bicarbonato aumenta en profundidad debido a la disolución de CO_2 como resultado de la actividad bacteriana.

En la figura 5.39, se muestran los porcentajes de eliminación obtenidos con la profundidad de cada uno de los parámetros estudiados. La mayor eliminación se produce aproximadamente en los primeros 22 cm de suelo en todos los casos.

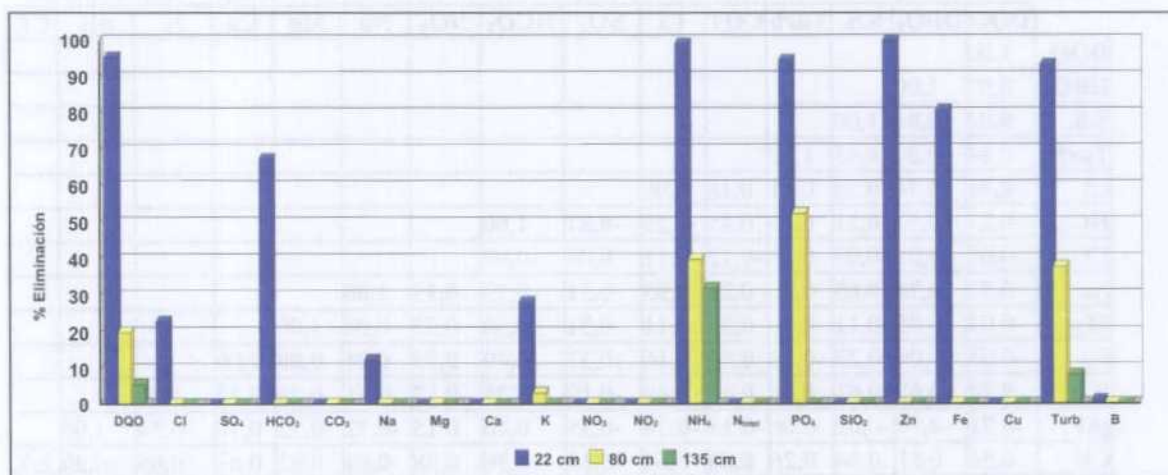


Figura 5.39. Porcentajes de eliminación con la profundidad de los componentes aportados por la aplicación del agua residual al suelo.

En la figura 5.40 se muestran los porcentajes tanto de eliminación (positivos) como de acumulación (negativos) para todos los parámetros a 135 cm de profundidad. Este sistema se demuestra que es muy eficiente en la depuración por filtración mecánica y por la actividad de los microorganismos, lo que lo hace especialmente eficaz en la eliminación la DQO (97,5 %), fosfatos (94,4) y turbidez (97 %). Se produce una importante oxidación del amonio a nitrato (99,9%).

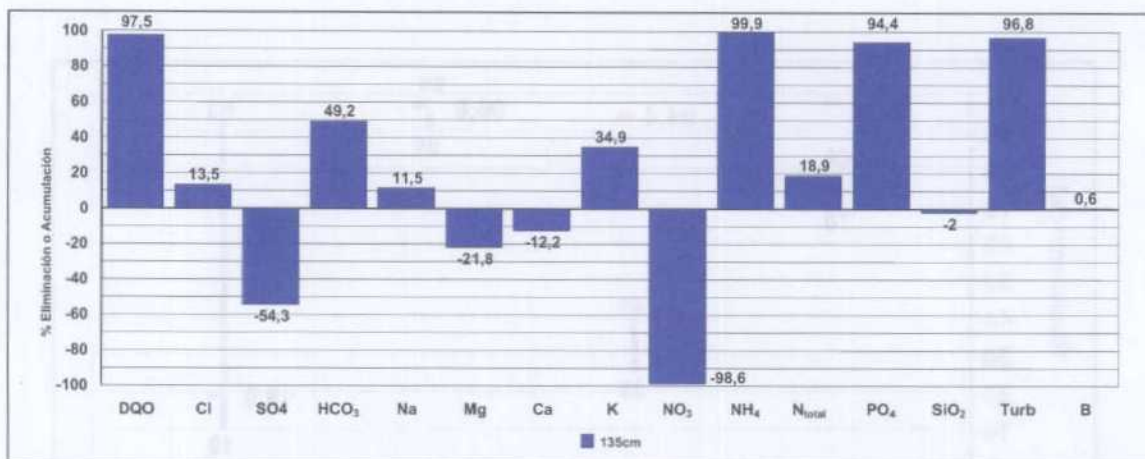


Figura 5.40. Porcentajes de eliminación (positivos) y acumulación (negativos) de todos los componentes de la solución del suelo a 135 cm de profundidad.

El rendimiento calculado para el sistema es el representado en la figura 5.41, comparando con el rango normal para este tipo de instalaciones, se observa que tanto en el caso de la turbidez y el fósforo como de la DQO son muy superiores a lo habitual. El rendimiento en la eliminación de nitrógeno se sitúa dentro de lo considerado como normal para este tipo de instalaciones.

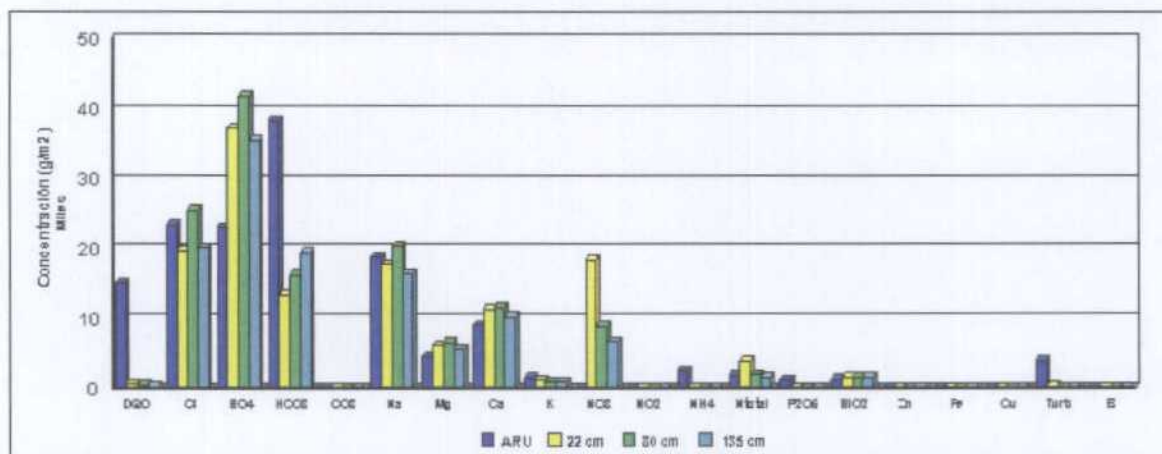


Figura 5.41. Masa total vertida al suelo de agua residual y su evolución en la solución del suelo con la profundidad

Por tanto, como conclusión se puede afirmar que el sistema es muy eficiente en la eliminación de la DQO, la turbidez y los fosfatos y que es menos eficiente en la eliminación de nitrógeno. No obstante, los rendimientos obtenidos en la eliminación de estas sustancias están dentro de lo que se considera normal para los sistemas de IDT, para el caso del nitrógeno y excelentes para DQO, fósforo y turbidez.

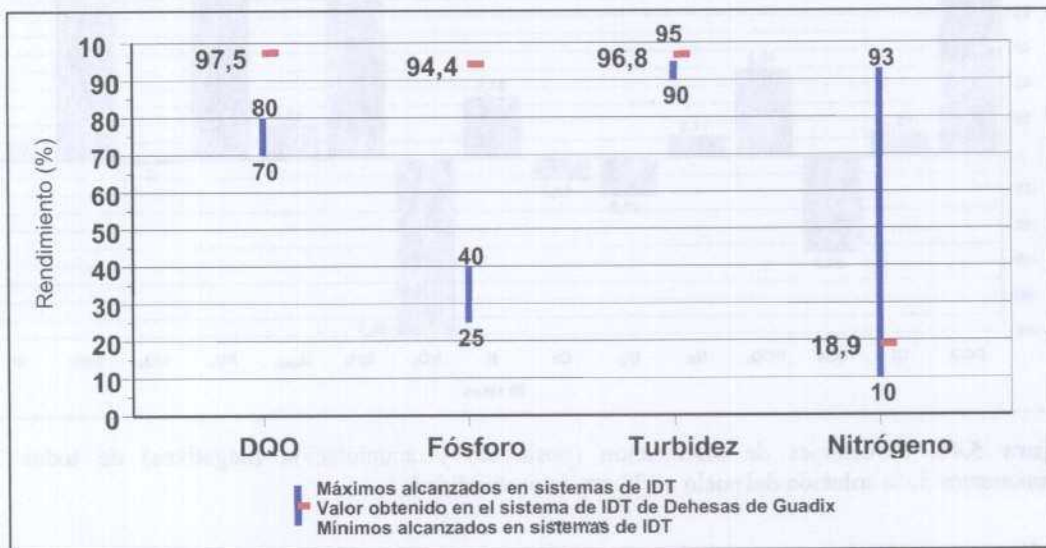


Figura 5.42. Rendimiento obtenido en la eliminación de las sustancias más importantes y su comparación con el rango de eliminación para este tipo de sistemas.



El agua residual vertida al cauce de agua residual y su tratamiento en la planta de depuración...

Por tanto, como resultado se puede afirmar que el sistema es muy eficiente en la eliminación de la DQO, la turbidez y los fosfatos y que es menos eficiente en la eliminación de nitrógeno. Los resultados obtenidos en la eliminación de estas sustancias son muy buenos ya que se consiguen valores de eliminación superiores al 90% en el caso del nitrógeno y superiores al 90% en el caso de la DQO, fosfatos y turbidez.

5.8.- CARACTERIZACIÓN Y EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN DE LA SOLUCIÓN DEL SUELO OBTENIDA DE LAS CÁPSULAS DE SUCCIÓN

La solución del suelo obtenida mediante el método de cápsulas de succión es diferente a la recogida mediante los drenes horizontales de los lisímetros, dado que ésta última se obtiene simplemente por gravedad, mientras que la recogida en las cápsulas de succión se obtiene al someter a éstas a una tensión de 60 a 70 centibares (kPa). En el Anexo III se presentan los resultados analíticos para cada una de las muestras analizadas y en la tabla 5.22 se presenta la composición media de cada una de las cápsulas de succión.

La DQO es sensiblemente más baja que en el agua residual, al igual que la turbidez, lo que demuestra que el filtrado que se produce es muy eficaz. El pH se vuelve ligeramente más básico debido a la presencia de amonio y al contacto del agua residual urbana con los materiales del suelo que son en su mayoría bicarbonatos cálcicos y magnésicos. No se observa presencia de los metales pesados analizados (Cu, Zn y Fe). Las sales tienden a concentrarse en el suelo lo que hace que la conductividad eléctrica sea sensiblemente mayor en la solución del suelo que en el agua residual. El nitrógeno, igual que ocurría en los lisímetros con drenes horizontales tiende a oxidarse, de forma que la especie mayoritaria de éste en la solución del suelo es el nitrato, a diferencia de lo que ocurría en el agua residual en que la forma mayoritaria era el amonio. Por otra parte, el nitrógeno experimenta una importante concentración en la solución del suelo procedente de las cápsulas de succión, en ocasiones es más de 3 veces mayor que en el agua residual.

Tabla 5.22. Composición media de la solución del suelo obtenida de las cápsulas de succión.

Punto	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
B-3-1 (22 cm)	17,1	498,7	943,2	339,6	0,1	468,2	451,6	153,6	286,7	29,9	7,8
B-3.4 (60 cm)	29,9	510,5	1066,3	506,3	3,4	608,6	460,8	177,8	404,8	34,6	7,7
B-3.2 (80cm)	13,5	646,2	1059,2	413,9	0,2	228,6	514,9	167,3	292,8	26,6	7,7
B-3.3 (135cm)	9,8	513,2	899,0	495,3	0,0	170,3	421,7	145,7	262,0	25,4	7,6
B-3-5 (150 cm)	35,7	474,9	1021,9	586,6	4,3	655,7	463,6	176,8	398,5	33,1	7,7
A-1-1 (22 cm)	13,1	535,2	918,0	345,0	5,8	486,0	423,7	152,0	321,1	33,2	8,0
A-1.2 (80cm)	29,9	529,1	894,5	501,2	2,4	323,2	419,6	162,5	304,9	31,7	7,7
A-1-3 (135 cm)	17,9	468,6	877,8	536,3	4,2	264,6	410,1	143,6	296,4	31,6	7,7
	C.E.	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Turb	B	Fe	Cu	Zn	N _{total}
B-3-1 (22 cm)	4573	2,7	0,5	1,6	42,1	7,1	1,7	0	0	0	103,6
B-3.4 (60 cm)	5117	45,4	0,1	3,4	32,5	5,9	1,8	0	0	0	146,7
B-3.2 (80cm)	4850	3,5	0,3	0,7	43,3	4,2	1,9	0	0	0	51,5
B-3.3 (135cm)	4188	2,0	0,1	1,6	38,9	3,3	1,6	0	0	0	39,1
B-3-5 (150 cm)	5141	33,8	1,0	5,2	38,0	12,4	1,8	0	0	0	159,1
A-1-1 (22 cm)	4385	21,7	0,1	3,4	35,4	6,3	1,7	0	0	0	164,0
A-1.2 (80cm)	4450	12,4	2,4	2,2	38,2	6,1	1,7	0	0	0	107,6
A-1-3 (135 cm)	4201	15,7	2,0	2,7	53,4	5,3	1,7	0	0	0	92,7

Todos los parámetros están en mg/L excepto el pH en unidades de pH, la C.E. en µS/cm y la turbidez en Unidades Nefelométricas de Formacina
 0= Por debajo del límite de detección

Las especies analizadas no experimentan variaciones importantes por el hecho de que las cápsulas estén colocadas en una balsa u otra, por eso, para analizar la evolución de éstos se utilizarán los datos obtenidos de las cápsulas colocadas en la balsa B-3, por ser las que han estado funcionando durante más tiempo. En la figura 5.43 también se comparan estos valores con los datos medios para los parámetros en el agua residual.

En la figura 5.44 se ha representado la evolución de la demanda química de oxígeno. Se observa que a lo largo del tiempo la DQO se mantiene relativamente estable, variando entre 5 y 25 mg/L en la mayoría de los casos, a excepción de los primeros meses de estabilización tras la instalación del dispositivo. También se detecta algún dato anómalo, como es el caso de las cápsulas B-3.1 y B-3.2 en diciembre de 2001, atribuibles a grietas abiertas durante el periodo de desecado que han impedido el filtrado mecánico. Dado que estos valores no se mantienen en el tiempo, se puede afirmar que se trata de elevaciones puntuales cuyo efecto además se va atenuando con la profundidad. En el gráfico también se puede observar que la DQO en la solución del suelo es mayor que en el agua de abastecimiento y en el agua subterránea, pero mucho menor que en el agua residual.

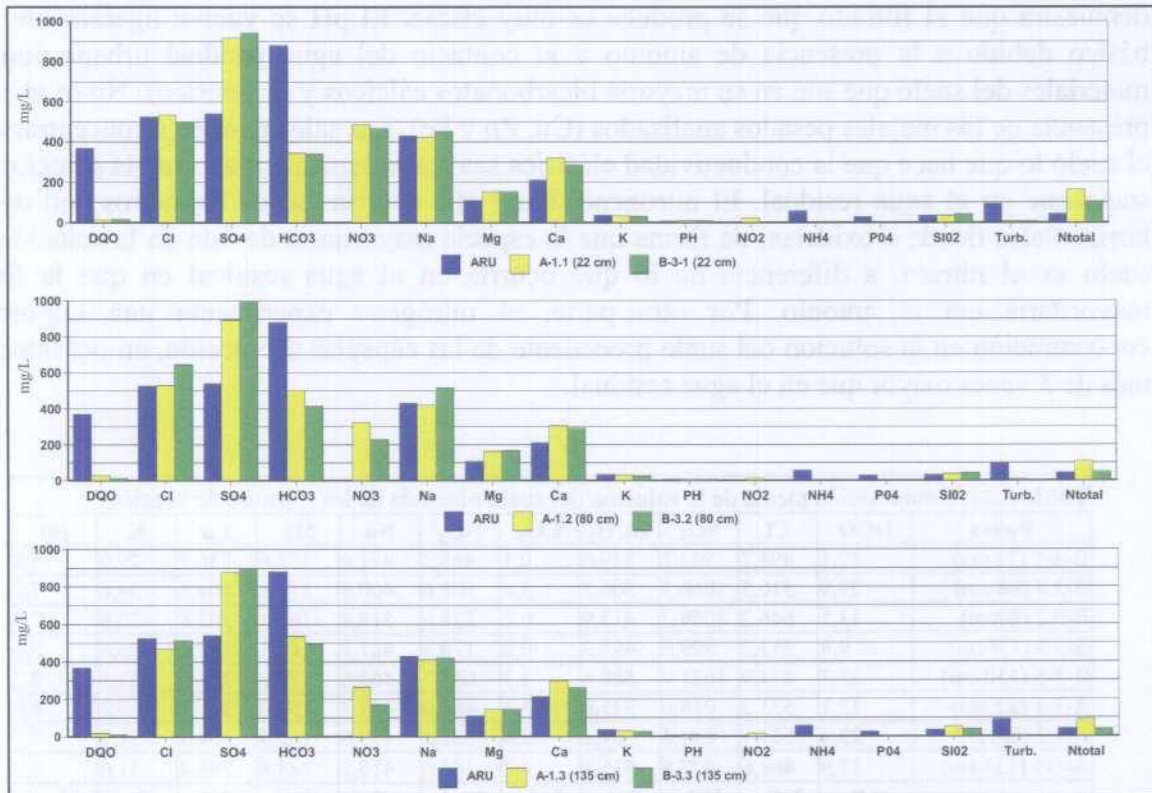


Figura 5.43. Valores medios de las especies analizadas a las diferentes profundidades para los dos lotes de cápsulas de succión y comparación con el agua residual. (Especies iónicas expresadas en mg/L, turbidez en UNF, DQO en mg/L de oxígeno y pH en unidades de pH).

En la figura 5.45 se muestra la evolución temporal de la turbidez. En el eje Y de la izquierda se han representado las medidas correspondientes a la turbidez en la solución del suelo a diferentes profundidades así como el valor medio en el agua de abastecimiento y en la subterránea. En el eje Y de la derecha se ha representado el valor medio de la turbidez en el agua residual. Salvo durante el periodo de estabilización de las cápsulas, no se observa una variación importante en la evolución de la turbidez a lo largo del tiempo, que se mantiene por debajo de los 12 UNF en todos los casos.

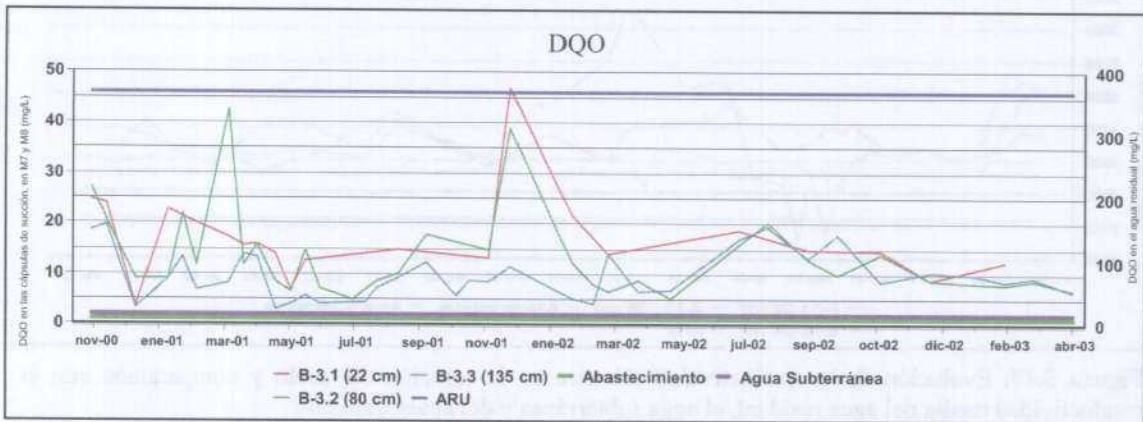


Figura 5.44. Evolución de la DQO en la solución del suelo obtenida de las cápsulas de succión de la balsa B-3 y su comparación con el valor medios de DQO en el agua residual, en el agua de abastecimiento (M7) y en el agua subterránea (M8).

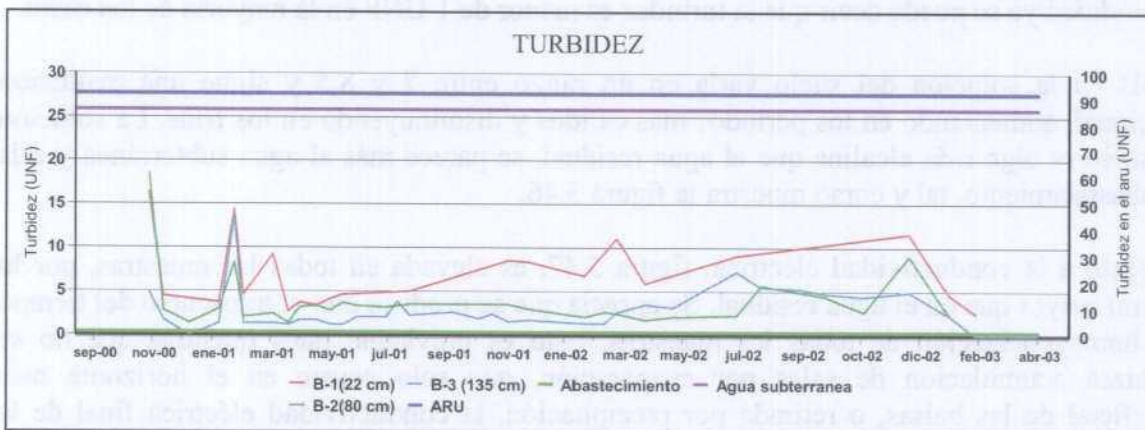


Figura 5.45. Evolución de la turbidez en la solución del suelo y comparación con los datos medios en el agua residual, subterránea y de abastecimiento.

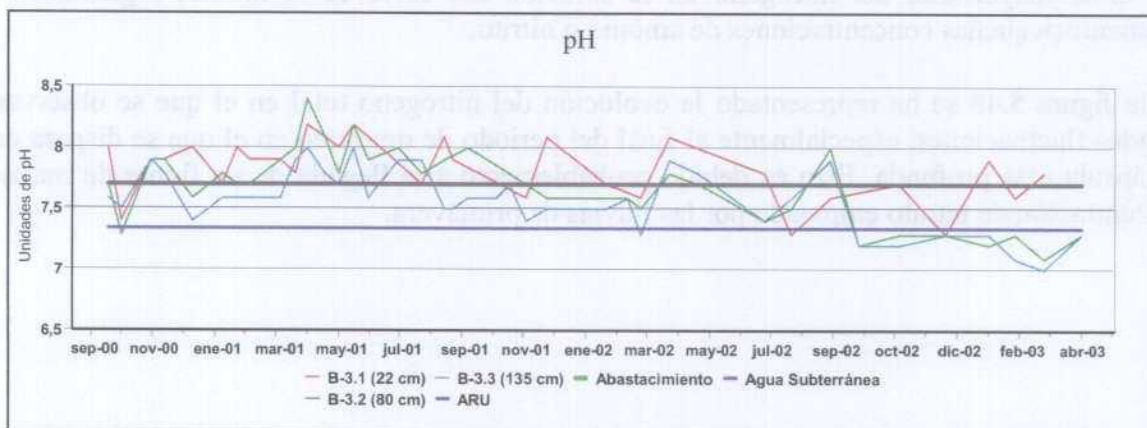


Figura 5.46. Evolución del pH en la solución del suelo y comparación con el valor medio en el agua residual, en el agua de abastecimiento y subterránea.

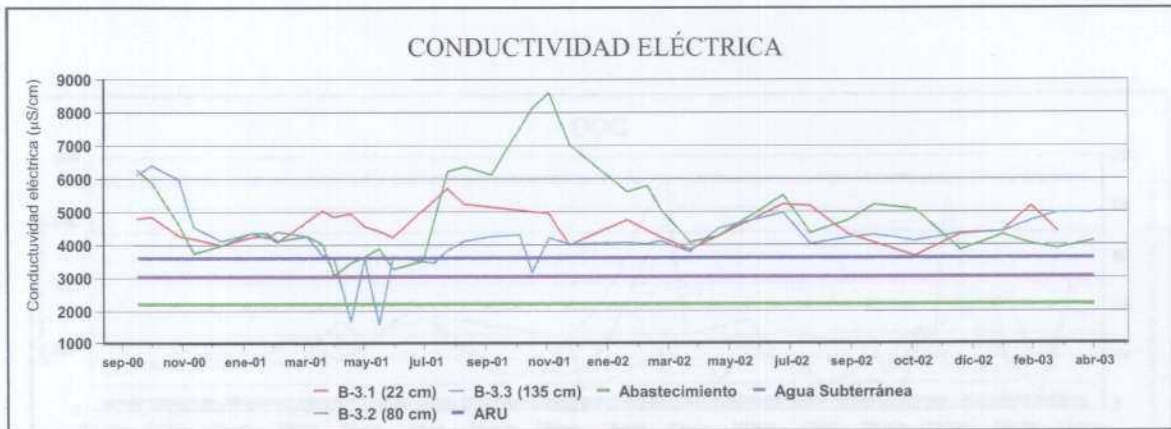


Figura 5.47. Evolución de la conductividad eléctrica en la solución del suelo y comparación con la conductividad media del agua residual, el agua subterránea y del abastecimiento.

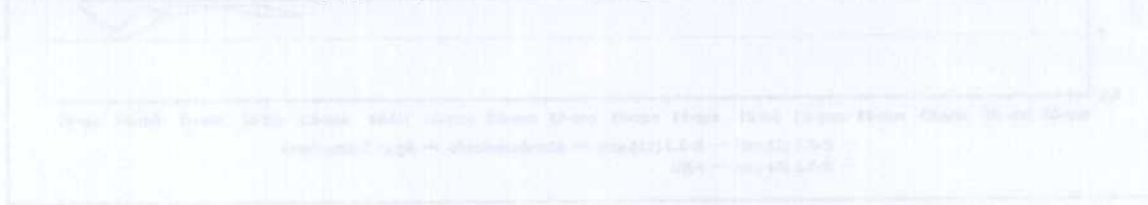
Pese a esto se comprueba que el filtrado es muy eficaz ya que la turbidez en el agua residual tras haber decantado se encuentra a unos niveles medios de 90 UNF, y en los primeros 22 cm de suelo esta ya ha disminuido a un máximo de 11,63 UNF (Anexo VII). A 135 cm de profundidad ya se puede decir que la turbidez es menor de 1 UNF en la mayoría de los casos.

El pH en la solución del suelo varía en un rango entre 7 y 8,5 y sigue una evolución estacional, aumentando en los periodos más cálidos y disminuyendo en los fríos. La solución del suelo es algo más alcalina que el agua residual, se parece más al agua subterránea y a la del abastecimiento, tal y como muestra la figura 5.46.

Respecto a la conductividad eléctrica, figura 5.47, es elevada en todas las muestras, por lo general mayor que en el agua residual. Se aprecia que se produce con el transcurso del tiempo una homogeneización de todas las muestras. Esto es previsible pues mientras que no se produzca acumulación de sales por evaporación, que solo ocurre en el horizonte más superficial de las balsas, o retirada por precipitación, la conductividad eléctrica final de la solución del suelo, después de lavarse las sales más solubles, debe ser aproximadamente la del agua de vertido.

La forma mayoritaria del nitrógeno en la solución del suelo es el nitrato, registrándose raramente pequeñas concentraciones de amonio o nitrito.

En la figura 5.48 se ha representado la evolución del nitrógeno total en el que se observan grandes fluctuaciones, especialmente al final del periodo de muestreo en el que se dispara en la cápsula más profunda. Esto es debido probablemente a la llegada de un frente de mayor concentración de nitrato empujado por las lluvias de primavera.



En la figura 5.49 se ha representado la evolución del fosfato, en contra de lo esperado se presentan picos anómalos, especialmente en el verano de 2002 y en las cápsulas más profundas, no se ha conseguido identificar la causa de los mismos pues si estuvieran ligados a la formación de grietas de retracción se observarían, de forma simultánea, picos similares en otros indicadores como el nitrógeno y el boro.

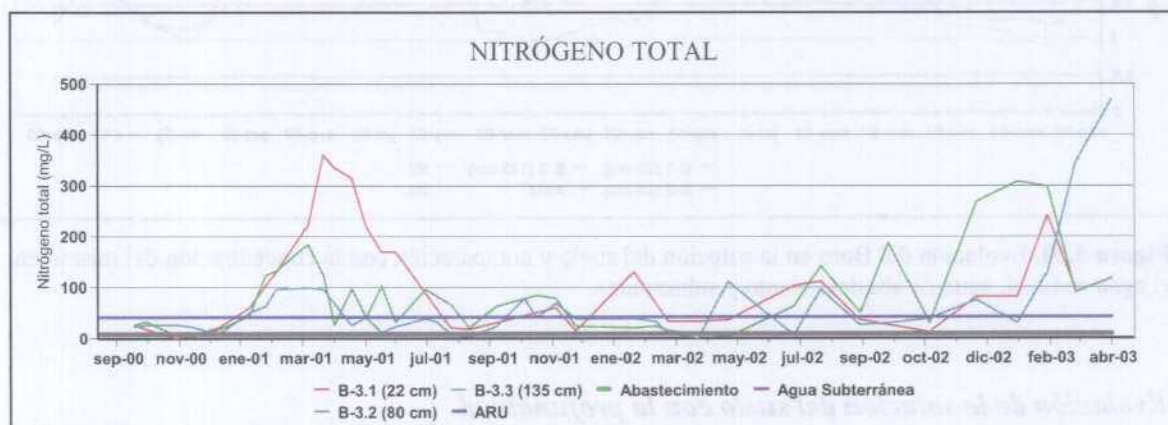


Figura 5.48. Evolución del nitrógeno total en la solución del suelo y comparación con la concentración del mismo en el agua residual, agua de abastecimiento y subterránea.

La evolución temporal de boro, (figura 5.50), cuyo rango de variación oscila entre 0,8 a 3,2 mg/L sigue un ciclo estacional, aumentando en los meses más calurosos y disminuyendo en los más fríos. Esto puede estar relacionado con el ciclo que sigue el agua residual durante el año (se emplean mayor cantidad de detergentes en verano que en invierno al aumentar la población). En verano hay más gente en el pueblo y se gasta mas agua que en invierno y por tanto el empleo de detergentes, que son la fuente del boro en el agua residual, también es mayor en estos meses.

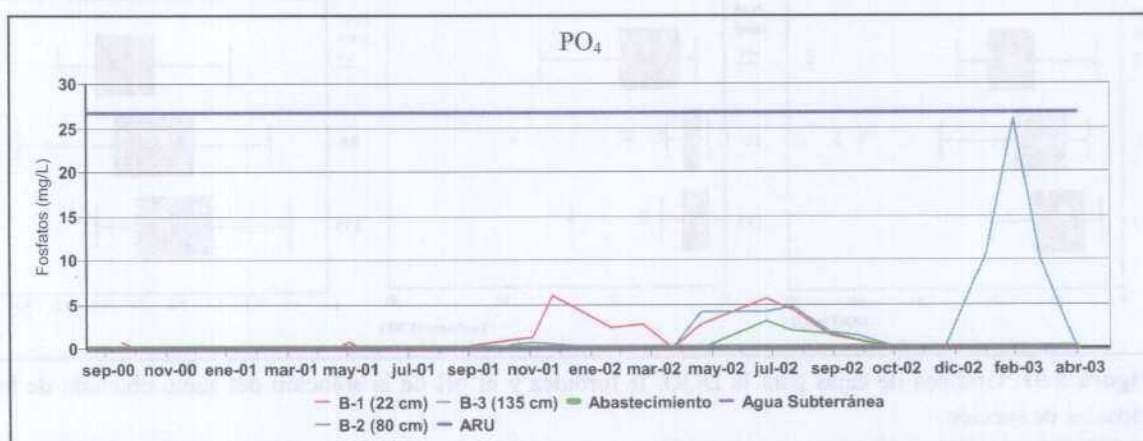


Figura 5.49. Evolución del PO_4 en la solución del suelo y comparación con la concentración del mismo en el agua residual urbana, agua de abastecimiento y subterránea.

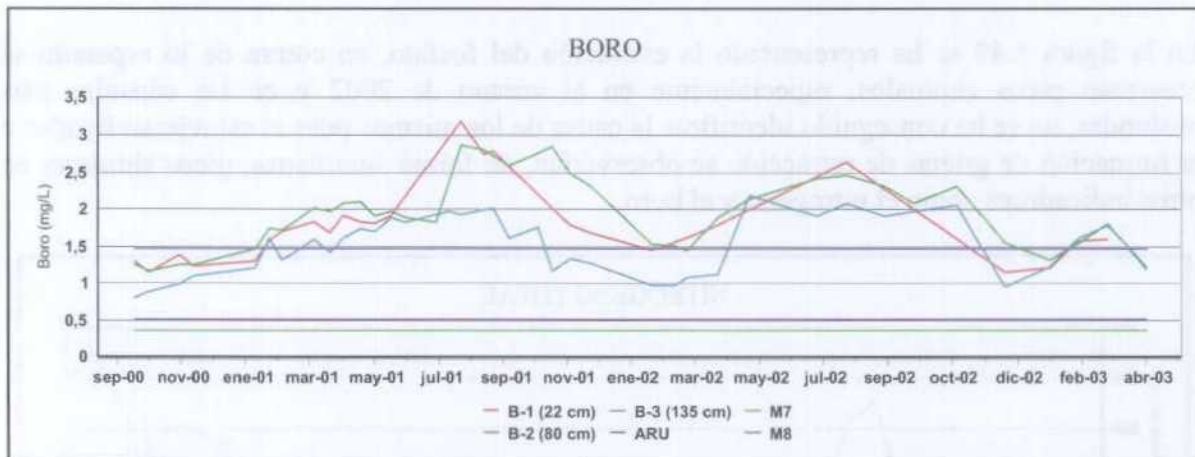


Figura 5.50. Evolución del Boro en la solución del suelo y comparación con la concentración del mismo en el agua residual, agua de abastecimiento y subterránea.

Evolución de la solución del suelo con la profundidad

Los parámetros analizados, en general muestran tres comportamientos distintos, como se puede apreciar en los gráficos que se muestran a continuación.

El primer comportamiento consiste en la tendencia a la disminución de la concentración con la profundidad debido a la eliminación activa de las sustancias degradables o precipitables, este es el caso de la DQO, la turbidez, el pH, los nitratos, el nitrógeno total, los fosfatos y el potasio (figuras 5.51 y 5.52).

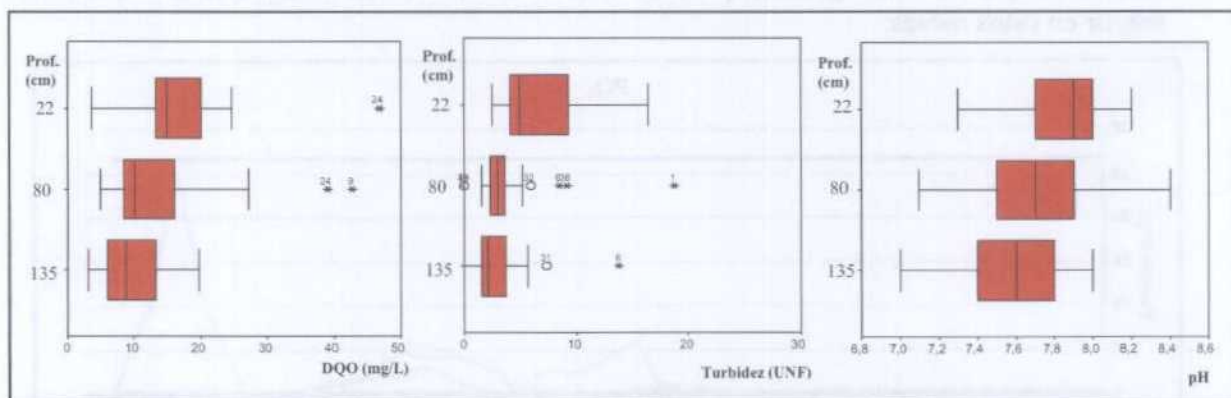


Figura 5.51. Gráficos de cajas para la DQO, la turbidez y el pH de la solución del suelo obtenida de las cápsulas de succión.

En los tres casos de la figura 5.51 se aprecia una disminución de las concentraciones con la profundidad. La DQO disminuye como consecuencia de la rápida mineralización de la materia orgánica, dado que el "pull" bacteriano del suelo es muy activo, especialmente en los primeros centímetros. La turbidez disminuye principalmente como consecuencia del filtrado mecánico. Por último el pH va siendo cada vez menos alcalino, esto se debe fundamentalmente, como se verá en gráficos posteriores, a la disolución de ácido carbónico procedente del CO₂ producido en la respiración bacteriana.

Como se muestra en la figura 5.52, el nitrógeno total evoluciona de la misma manera que el nitrato porque ésta es la especie mayoritaria del nitrógeno en la solución del suelo. Ambos tienden a disminuir debido a que el nitrógeno en forma de amonio se volatiliza en los primeros centímetros del suelo o se une al complejo de cambio.

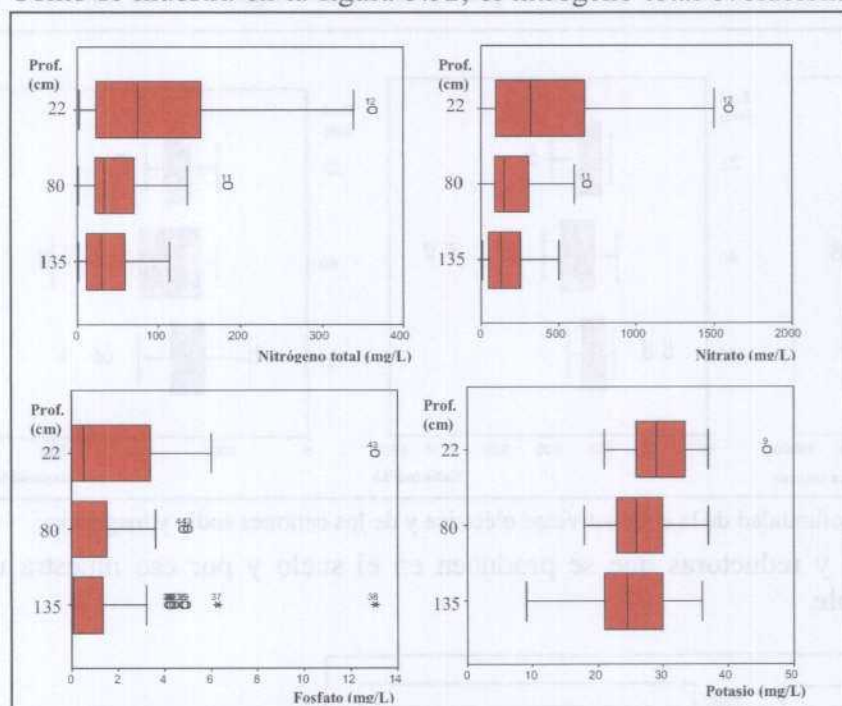


Figura 5.52. Diagramas de cajas para el nitrógeno, el fósforo y el potasio.

Los fosfatos disminuyen debido a que precipitan como fosfatos de calcio en los primeros centímetros del suelo y el potasio porque es retenido por el complejo de cambio.

El segundo comportamiento observado es el aumento de la concentración a 80 cm de profundidad, figuras 5.53 y 5.54. Este es el caso del cloruro, sulfato, boro, sodio y magnesio. Este fenómeno tiene su explicación en el hecho de que en esa zona se encuentra el límite de la parte del suelo afectada por la evaporación. A esta profundidad existe una franja en la que el agua de la solución del suelo pasa a fase de vapor, quedando en esa zona concentradas estas sustancias formando sales, lo que hace que este efecto también se refleje en la conductividad de la solución del suelo aunque de forma menos pronunciada.

El tercer tipo de comportamiento es el que experimentan los bicarbonatos (figura 5.55), que aumentan en profundidad. Este aumento no se debe solo a la disolución de calcita, sino también a la actividad de la materia orgánica que produce CO_2 , esto hace que además el pH baje y que el medio se vaya haciendo más ácido.

Por último queda explicar el comportamiento de dos especies iónicas que no corresponden en principio con ninguno de los comportamientos anteriores, es el caso del calcio y del nitrito (figura 5.56).

El calcio va disminuyendo pero no lo hace como los otros iones sino más sutilmente, además muestra una gran dispersión en sus valores, especialmente a 80 cm. El comportamiento complejo de este catión es debido a que interviene en tres procesos que se producen de forma simultánea: disolución de sulfato, equilibrio de los carbonatos y producción de CO_2 .

El calcio va disminuyendo pero no lo hace como los otros iones sino más sutilmente, además muestra una gran dispersión en sus valores, especialmente a 80 cm. El comportamiento complejo de este catión es debido a que interviene en tres procesos que se producen de forma simultánea: disolución de sulfato, equilibrio de los carbonatos y producción de CO_2 .

El nitrito aparece sólo en algunas ocasiones en la solución del suelo y presenta muchos valores aparentemente anómalos. Esto es debido a que se encuentra ligado a los cambios de

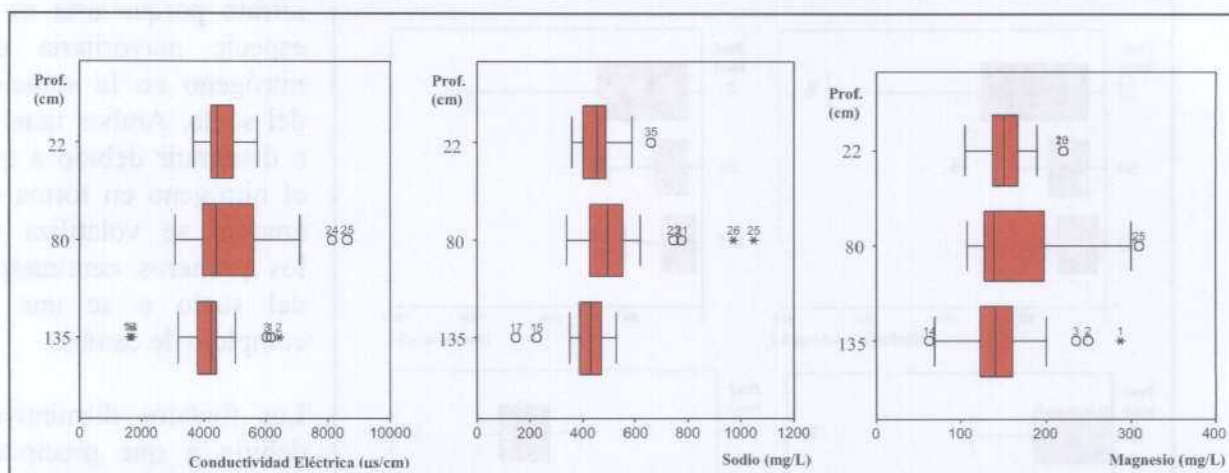


Figura 5.53. Evolución en profundidad de la conductividad eléctrica y de los cationes sodio y magnesio.

las condiciones oxidantes y reductoras que se producen en el suelo y por eso muestra un comportamiento tan variable.

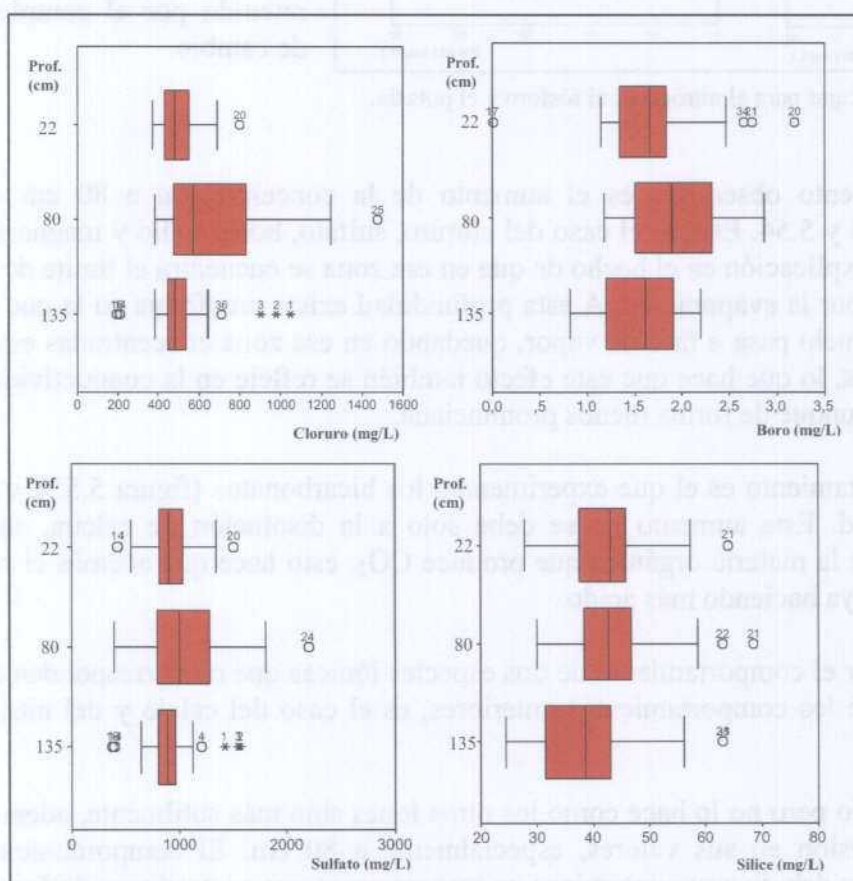


Figura 5.54. Evolución en profundidad del cloruro, el boro, el sulfato y la sílice.

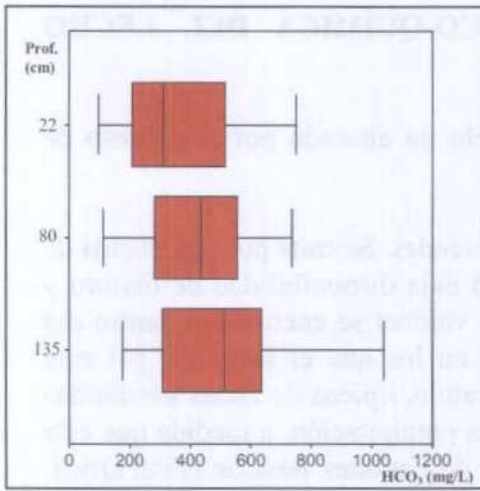


Figura 5.55. Evolución de los bicarbonatos con la profundidad.

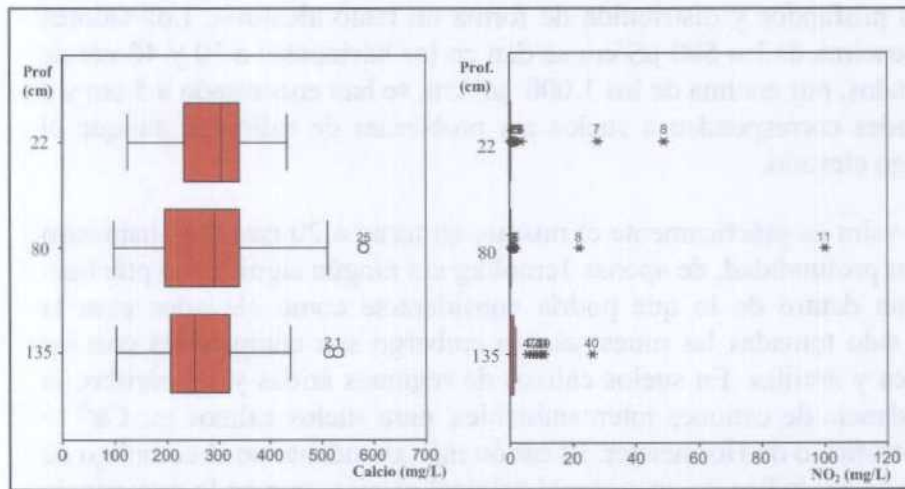


Figura 5.56. Comportamiento de los iones calcio y nitrito con la profundidad.

5.9.- CARACTERIZACIÓN Y EVOLUCIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL LECHO FILTRANTE.

Las muestras tomadas al inicio de la investigación en suelo no alterado por el proceso de vertido han servido para caracterizar el lecho filtrante.

El pH del suelo de forma natural oscila entre 7,86 y 8,17 unidades. Se trata pues de suelos de reacción básica según el criterio USDA (USDA, 1971) con baja disponibilidad de fósforo y boro y deficiencia creciente de Co, Cu, Fe, Mn y Zn. Los valores se encuentran dentro del rango normal en suelos ricos en materiales carbonatados, en los que el valor del pH está regulado principalmente por la hidrólisis del carbonato de calcio, típicos de zonas semiáridas y áridas. El pH del suelo tiende a estar correlacionado con la precipitación, a medida que ésta aumenta, el pH baja como consecuencia del agotamiento de cationes básicos (FitzPatrick, 1987) no llegando nunca a la denominación de sódico o alcalino.

En condiciones naturales el sedimento presenta una conductividad eléctrica bastante variable para tratarse de horizontes profundos y distribuida de forma un tanto aleatoria. Los valores mínimos, ligeramente por encima de los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se dan en los horizontes a 10 y 40 cm de profundidad. Los más elevados, por encima de los 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se han encontrado a 5 cm y a 50 cm. Estas conductividades corresponden a suelos sin problemas de salinidad aunque el valor de 1.256 $\mu\text{S}/\text{cm}$ es algo elevado.

En todos los horizontes el valor es prácticamente el mismo, en torno a 20 cmol/kg, habiendo un ligerísimo incremento en profundidad, de apenas 1cmol/kg sin ningún significado práctico. Estos valores se encuentran dentro de lo que podría considerarse como elevados para la profundidad a la que han sido tomadas las muestras, sin embargo son compatibles con los valores, de materia orgánica y arcillas. En suelos calizos de regiones áridas y semiáridas, la secuencia normal de abundancia de cationes intercambiables, para suelos calizos es: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, serie liotrófica o de Hofmeister. El catión más abundante en el complejo de cambio es el calcio, que suele ser índice de un material original cálcico, que en la mayoría de las ocasiones supone más de un 88% del total. En el suelo virgen, los valores contenidos varían entre un mínimo de 30,81 cmol/kg en la muestra de 10 a 15 cm, y un máximo de 33,68 cmol/kg en la muestra de 0 a 1 cm. Tras el calcio, el segundo catión en abundancia es el magnesio, los valores en los sedimentos antes de comenzar la experiencia eran prácticamente constantes a lo largo del perfil, 1,65 cmol/kg en todos los horizontes salvo el primero en el que llegaba a 2,06 cmol/kg. El contenido en sodio de cambio, oscila entre 1,09 y 1,74 cmol/kg, a excepción del valor anómalo de la muestra de 5-10 cm. Se pueden considerar elevados y corresponden a suelos algo salinos según el criterio de Cobertera (Cobertera, 1993). El potasio de cambio es el metal menos abundante en el complejo de los estudiados, se observan valores repetidos en varios horizontes de 0,51 cmol/kg. Estos valores pueden ser considerados como elevados, pues no se suele superar los 0,5 cmol/kg y en muy pocas ocasiones 1 cmol/kg.

En la tabla 5.23 se ha representado la relación Ca/Mg y Ca/K. La relación Ca/Mg debe estar entre 8 y 20 para que no se presenten antagonismos en la absorción de estos metales, excepto en una ocasión en que se supera, ligeramente el valor de 20, la proporción se mantiene dentro del rango adecuado.

Tabla 5.23. Valores de las relaciones Ca/Mg y Ca/K en el complejo de cambio del lecho filtrante antes de comenzar la recarga.

Profundidad (cm)	Ca/Mg	Ca/K
0-1	16,4	65,9
1-5	19,9	64,2
5-10	17,1	61,7
10-15	18,7	60,3
15-20	19,6	62,9
20-30	19,5	83,6
30-40	19,6	62,9
40-50	20,2	64,9

En la proporción Ca/K, la elevada concentración de calcio supone una notable dificultad para la absorción de potasio cuando se supera el valor de 20 para esta proporción, lo que sucede en todas las ocasiones. Los materiales sobre los que se va a desarrollar la experiencia de recarga dan lugar a una composición del agua de extracción típica de suelos

desarrollados en climas áridos o semiáridos, en los que abundan las sales de solubilidad relativa media (principalmente carbonatos cálcicos y/o magnésicos: calcita, magnesita y en ocasiones calcitas magnésicas) a elevada (yeso, en menor proporción halita y en raras ocasiones otras sales como la tenhardita y la mirabilita)

Tabla 5.24. Composición iónica del lecho filtrante en condiciones naturales.

Profundidad (cm)	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH	C.E.	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂
0-1	330	1090	310	0	65	295	90	320	40	7,3	697	0,95	1,55	0,65	57,5
1-5	125	785	375	0	30	240	50	210	35	7,2	481	1	0,95	0	47,5
5-10	250	790	390	0	50	265	65	250	40	7,5	559	0,65	0,7	0	46
10-15	280	620	330	0	55	235	55	225	35	7,4	510	1,15	1	0	44,5
15-20	235	610	320	0	40	220	50	210	35	7,3	463	0,5	0	0	44
20-30	205	600	330	0	40	215	50	205	35	7,3	450	0,5	0,9	0	44,5
30-40	160	535	335	0	35	195	40	165	30	7,2	398	0,55	1,4	1,15	43,5
40-50	145	540	375	0	30	195	40	185	35	7,3	395	0,65	1,45	0	45,5

Todos las especies analizadas se encuentran en mg/L excepto el pH y la conductividad eléctrica, en unidades de pH y μ S/cm respectivamente

Como se puede observar en la tabla 5.24 la especie aniónica más abundante es el sulfato, seguida por el bicarbonato y el cloruro. Entre los cationes el más abundante es el sodio, seguido por el calcio y el magnesio, la cantidad de potasio que se extrae es relativamente elevada, signo de la fuerte alteración de los minerales micáceos. A pesar del elevado contenido en sodio en solución, la proporción de cationes divalentes es suficientemente favorable para que los índices agrícolas se encuentren, de forma parecida a lo que ocurre con las aguas subterráneas, dentro de valores adecuados para el crecimiento vegetal, excepción hecha del carbonato sódico residual que también en esta ocasión es elevado.

El contenido en nitrógeno en forma de nitritos y amonio puede ser considerado como despreciable, no se alcanza 1 mg/kg, excepto en el horizonte de 10 a 15 cm que presenta 1,15 mg/kg. El contenido en amonio, algo más elevado alcanza dos máximos, en el horizonte superior con 1,55 mg/kg y en el más profundo con 1,45 mg/kg, en ambos casos muy reducidos. El contenido en nitrógeno en forma de nitrato es ciertamente más elevado que las formas reducidas, entre 30 y 65 mg/kg y supone una reserva de este elemento de disposición inmediata para la nutrición vegetal. Es importante remarcar que en condiciones naturales, la mayor parte de la reserva de nitrógeno de estos suelos está inmovilizada en forma de nitrógeno orgánico y que es necesaria su mineralización para que pueda estar disponible para las plantas.

El sodio muestra un comportamiento diferente al resto de las sales solubles, y además es un catión que puede causar problemas en caso de acumularse. Su comportamiento difiere del esperado sobre la base de lo que sucedía con la conductividad eléctrica y el total de sólidos solubilizables.

Cuando el pH de los suelos es superior a 7,5 unidades, los fosfatos cálcicos solubles pasan progresivamente a tricálcicos (apatito), aumentando progresivamente dichos fosfatos insolubles según lo hace el pH, con lo que las fuentes de fósforo son muy precarias, reduciéndose a las orgánicas (Cobertera, 1993). En los materiales en estudio todos los horizontes muestran pH básicos por lo que las reservas de fósforo soluble son muy pequeñas, e incluso en la mayoría de las ocasiones inexistentes.

En el material virgen se aprecia una clara estratificación del contenido en nitrógeno, los horizontes superiores, de 0 a 10 cm, presentan cantidades de nitrógeno que se oscilan entre un 0,18 y un 0,21 %. Estas proporciones pueden ser consideradas como normales para suelos. El resto de los horizontes muestran una disminución progresiva según se avanza en profundidad hasta un mínimo que se detecta en el horizonte más profundo, a 50 cm, donde se ha medido un 0,076 %.

El contenido en nitrógeno orgánico está ligado directamente al grado de maduración de la materia orgánica. Se observa un comportamiento anómalo, pues si bien los valores de C/N encontrados se mueven dentro de un rango normal en suelos, entre 25,59 el más elevado, y 8,97 el más bajo. Los valores más elevados corresponden a materia orgánica apenas mineralizada pues la mineralización es casi nula para una relación C/N superior a 25-30 (Duchaufour, 1984). Por otra parte, los valores más bajos se corresponden con la presencia de materia orgánica bien evolucionada pues el tipo de humus óptimo tiene un valor de C/N entorno a 10-12. La relación C/N por lo general disminuye con la profundidad (Fitzpatrick, 1987) pero en los materiales estudiados la mayor evolución del humus se produce en superficie. La razón de este hecho parece encontrarse en que al tratarse de un material alterado por la excavación de la balsa de infiltración, se ha modificado notablemente el equilibrio del ciclo de la materia orgánica en la superficie del suelo, apenas 10 centímetros, produciéndose una degradación rápida de la materia orgánica en este nivel. Por otra parte, la materia orgánica de nuevo aporte es mucho más fácil de degradar que la que previamente se encontraba en los suelos.

El contenido en materia orgánica, es más o menos homogéneo, con valores muy próximos en todos los horizontes, oscilando entre un mínimo de 2,9 % y un máximo de 3,35 %.

Se observa que se el bicarbonato apenas sufre variación dentro del perfil. En condiciones naturales, el rango de variación se movía entre un mínimo de 42,53 % a la profundidad de 15 cm, y un máximo de 46,36 % a 10 cm. Se trata, como se puede apreciar, de la variabilidad natural relacionada con los cambios litológicos.

Evolución del pH

La percolación de agua residual a lo largo del perfil no ha modificado sustancialmente el pH del suelo, que sigue siendo básico, variando en un rango de 7,91 a 8,37 unidades en el último muestreo.

Al principio, la tendencia fue a aumentar ligeramente, sin llegar ninguna muestra a sobrepasar las 8,5 unidades, para luego empezar a disminuir, tal y como se aprecia en los últimos muestreos. Se ha pasado de un valor medio de 8,08 unidades en el suelo sin alterar, a 8,33 unidades en julio de 1999, momento en que se registran los valores mas altos para terminar con un valor medio de 8,13. Este aumento inicial del pH no parece estar mediado por el aporte total de sales del agua residual, sino por el aumento sustancial de amonio en la solución del suelo. Por otra parte, el incremento de la actividad biológica trae consigo un aumento del CO₂ en el sistema lo que a la larga supone la acidificación de la solución del suelo (Crahet, 1967) y con ello una disminución del pH. Durante el tiempo en que el pH tiende a aumentar, también se registra una tendencia a uniformizarse en el perfil pero en el momento en que empieza a disminuir esto deja de apreciarse. Tampoco se manifiesta una clara tendencia estacional en la evolución del pH.

Evolución de la conductividad eléctrica

El agua residual produce un triple efecto sobre la conductividad eléctrica: en primer lugar un lavado del perfil, de forma que en la última muestra tomada, ninguno de los horizontes, exceptuando el primero, presentaba una conductividad mayor a los 428 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se podían medir a 5 cm de profundidad. El segundo efecto importante es la uniformización de los valores de este parámetro a lo largo del perfil, la mayor diferencia encontrada en el material virgen es de más del 60% (1265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ frente a 509 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mientras que al finalizar la experiencia la mayor diferencia no llega al 14% (428 μS frente a 369 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Por último, se aprecia un acúmulo moderado de sales en el horizonte superior, debido a la desecación de las últimas porciones del agua vertida en cada ciclo de recarga, que se evaporan en lugar de infiltrar hacia posiciones más profundas. Es importante remarcar que la cantidad de sales que pueden acumularse, debido al proceso de recarga en continuo, tiene un techo que parece estar sobre 1.000 - 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, midiéndose en el último análisis realizado 966 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Capacidad de cambio catiónico

El proceso de recarga tiene como consecuencia la variación aparentemente aleatoria del valor de la CIC a lo largo de los perfiles, y una tendencia en los horizontes profundos a su lenta disminución. La explicación a estos efectos se encuentra en que el valor de la CIC viene determinado, tanto por el contenido en arcillas, sobre todo del tipo vermiculita y montmorillonita, que en principio se debiera mantener prácticamente constante a lo largo de la experiencia, como por el contenido en materia orgánica, siendo tan importante el contenido total en materia orgánica como su grado de maduración. Es precisamente este último factor, el que está sujeto a mayor variabilidad a lo largo del tiempo, dependiendo del proceso de humectación-desecación, del aporte de materia orgánica fresca y de la temperatura. El resultado final, es que la capacidad de cambio dependiente del contenido en materia orgánica debe sufrir, y de hecho así lo hace, una fluctuación compleja condicionada por la acción conjunta de los factores anteriormente reseñados.

Cationes de cambio

El proceso de recarga determina una ligera disminución del calcio de cambio en todos los horizontes, entre 1 y 5 cmol/kg, mayor en los más superficiales. Desde el punto de vista de la nutrición vegetal, basándose en el criterio expuesto por Cobertera (Cobertera, 1993), se puede considerar que las necesidades de calcio de las plantas están correctamente satisfechas si se

supera los 10 cmol/kg, por lo que estos suelos cumplen sobradamente con el criterio e incluso puede hablarse de un cierto exceso. El siguiente catión en abundancia es el magnesio, puede considerarse que la concentración de este metal en el complejo de cambio se mantiene constante a lo largo del tiempo.

En lo que respecta al sodio de cambio, el proceso de infiltración produce una ligera elevación del mismo, aunque la conductividad eléctrica, como ya se ha mencionado, se reduce sustancialmente. La razón de este efecto hay que buscarla en el hecho de que el sodio añadido desplaza al calcio de sus posiciones de cambio, en pequeña proporción, produciéndose simultáneamente un lavado general de las sales solubles. Esto hace que al final de la experiencia se produzca un lavado de sales, una disminución notable de la conductividad eléctrica de los perfiles y simultáneamente un incremento del sodio de cambio.

El potasio es el menos abundante de los cationes de cambio, éste también sufre un incremento de su concentración con el tiempo aunque es bastante constante a lo largo del perfil en todos los muestreos. La disminución de calcio y el aumento de potasio consecuencia de la infiltración de las aguas residuales mejora, en ocasiones notablemente, la relación Ca/K a la que se hacía referencia en la caracterización química del lecho filtrante.

Evolución de las sales solubles

En el Anexo III se muestran los resultados analíticos de la evolución del contenido en sales solubles.

Se observa un lavado notable con el tiempo y, en algunos horizontes (por ejemplo en el tramo de 10 a 15 cm) llega a desaparecer más del 54% de las sales presentes al inicio de la experiencia. A lo largo del perfil el contenido en sales solubles es en general bastante homogéneo (exceptuando el primer horizonte que será comentado más adelante), variando en un estrecho margen. Se produce una acumulación de sales en el horizonte más superficial, de 0 a 1 cm, que sufre notables variaciones debido a las oscilaciones en la composición del agua y a la concentración por evaporación directa, se producen claras diferencias entre verano e invierno. La concentración de sales varía entre un mínimo de 53,01 meq/kg en mayo de 2002 y un máximo de 224,22 meq/kg en noviembre del mismo año. Esta evolución corre pareja a la de la conductividad eléctrica.

El ión nitrato está sujeto a importantes oscilaciones, tanto en el tiempo como en profundidad, condicionadas tanto por el aporte exterior, como por su producción a partir de la degradación de la materia orgánica y el lavado. Su rango de variación es muy amplio dado que hay muestras en las que la producción de nitrato es muy pequeña, como ocurre en las muestras correspondientes a diciembre de 2000, abril de 2002 o noviembre de 2002, sin tener en cuenta los 10 primeros cm de suelo, sujetos a mayor variabilidad, en comparación con otras en las que se alcanzan los 385 mg/kg, como en el caso de enero de 2002.

Se observa un claro incremento con el tiempo de las formas del nitrógeno parcialmente oxidadas; amonio y nitrito, aunque igual que ocurría con el nitrato, también están sujetas a una gran variabilidad. El resultado es una variación de las condiciones redox del medio al final de los periodos de inundación, que trae consigo la creación de un ambiente más reductor que el natural, por lo que las formas reducidas del nitrógeno aumentan su concentración, a costa de reducir la concentración de nitrógeno oxidado.

Al interpretar los datos hay que tener en cuenta que se está produciendo un aporte continuo de agua, cuya composición es muy variable, lo que influye en las variaciones de estos componentes en el suelo. Al ser las sales de nitrógeno muy solubles se produce un lavado intenso y no es previsible la acumulación en el perfil a no ser en forma inmovilizada por adsorción a las posiciones cargadas del complejo de cambio, lo cual solo puede ser válido para el amonio que tiene carga positiva.

Del resto de las sales, al igual que en la caracterización se han seleccionado el sodio y el fósforo, dado que se comportan de forma diferente al resto, que evoluciona igual que la conductividad eléctrica.

El sodio presenta una ligera disminución en su concentración, si se comparan los primeros resultados con los del final de la experiencia. Esta disminución en principio es menor de la que sería esperable, al ser el catión que forma las sales más solubles (halita principalmente). Esto es debido a la acumulación selectiva de sodio en las posiciones de cambio, a costa de la retirada de calcio y magnesio. En general, a lo largo del perfil en todas las muestras la concentración de sodio se muestra bastante constante.

En lo que respecta al fósforo soluble, el proceso de infiltración produce un efecto inmediato en el perfil más superficial, aumentando la cantidad de este elemento que pasa de ser 0,65 mg/kg de PO_4 a valores finales de 16,5 mg/kg de PO_4 , con notables oscilaciones a lo largo de la experiencia llegando a alcanzar máximos de 65 mg/kg en diciembre de 2000. Esto es debido a que el equilibrio precario con la matriz carbonatada hace que la retrogradación de fósforo sea intensa. El fósforo se concentra a lo largo de la experiencia fundamentalmente en los 10 primeros centímetros, que es la zona que experimenta un aumento más apreciable de éste a lo largo del tiempo. En los horizontes inferiores se aprecia un leve aumento del fósforo al finalizar la experiencia, aunque a lo largo de todo el periodo de muestreo se producen pequeñas oscilaciones en su concentración, que no obstante, es bastante escasa, aún en las ocasiones en que está presente.

Evolución del Nitrógeno y la relación C/N

La interpretación de la evolución de la materia orgánica en estos materiales es delicada pues el aporte no proviene de la vegetación más o menos difícil de degradar, sino de agua residual cuyo contenido en materia orgánica fácilmente degradable es elevado y el contenido en materia vegetal es bajo. La evolución temporal, de forma similar a lo que sucede con el contenido en carbono orgánico no presenta un patrón claro de comportamiento, en general se observa una ligera disminución del contenido en nitrógeno en todos los horizontes. Incluso en el horizonte superior, en principio sujeto a mayor variabilidad, también se produce una disminución, registrándose un valor de 0,05 % de nitrógeno orgánico en el último muestreo. A lo largo del perfil se detecta una estabilización de la concentración, dado que en el muestreo del suelo en condiciones naturales, el rango de variación de las medidas era entre 0,22 y 0,08%, en el último muestreo el rango va de 0,07 a 0,02.

El efecto que el aporte de agua residual ha tenido sobre la relación C/N es notable. Con el tiempo tiende a aumentar, lo que supone que se está produciendo una acumulación de carbono y una disminución en el contenido de nitrógeno, aunque también esta variable está sujeta a importantes oscilaciones. Además desaparece la estratificación tan clara que se producía sobre el material virgen, hasta el último muestreo en que parece recuperarla.

Evolución de la materia orgánica

La materia orgánica que se aporta en el proceso de recarga es en su mayor parte encuadrable dentro de la denominación de “sustancias no húmicas” que en general son de fácil degradación por la microflora del suelo.

Se aprecian dos efectos en la distribución de la materia orgánica en los perfiles. Por una parte, en contra de lo que sucedía con otras variables, se pasa de un contenido más o menos homogéneo en el material sin alterar, a una clara estratificación al final del ensayo, con acumulación importante en el horizonte superior, donde en los últimos muestreos se llega a alcanzar hasta un 4,93% de materia orgánica, (enero de 2002) y disminución progresiva a medida que se va bajando en el perfil, que en el último muestreo registra un 0,65% en la muestra más profunda (140-160 cm). Además se produce una disminución clara de su contenido a lo largo del tiempo.

Se aprecia pues como el vertido de agua residual supone un aporte de materia orgánica importante, pero también la creación de un medio ambiente propicio para su rápida degradación por la microflora del suelo. Esto trae consigo que, en contra de lo que pudiera parecer en un principio, no se produzca acumulación de materia orgánica, salvo en el horizonte superficial que está más expuesto a la luz y por tanto, al desarrollo de algas y a la rápida desecación.

Evolución de los Carbonatos

El carbonato apenas cambia, tanto dentro del mismo perfil como entre perfiles a lo largo del tiempo. A lo largo de la experiencia se observa una oscilación mínima que puede ser explicada por la acción conjunta de la variabilidad natural en la distribución mineralógica del sedimento e incluso por la propia técnica analítica, sin embargo, sí parece mostrar una ligera disminución en el contenido en carbonatos en todo el perfil. Esto es más patente en el horizonte más superficial ya que, al fin y al cabo, la intensa actividad microbiana de este horizonte debe tener como consecuencia la producción de CO₂ y el lavado de los carbonatos. Con el transcurso del tiempo también se detecta un ligero incremento en los horizontes más profundos por deposición del carbonato lavado en superficie.

Caracterización y evolución física del lecho filtrante

Caracterización de la densidad aparente

Tabla 5.25. Densidad aparente. (kg/dm³)

muestra	Densidad	Humedad (%)
1	1,34	14,1
2	1,42	14,3
3	1,36	13,4
4	1,29	14,2
Media	1,35	14

En la tabla 5.25 se muestran los datos obtenidos en la determinación de la densidad aparente. Se han tomado cuatro muestras distribuidas al azar del material que forma el lecho filtrante, los valores hallados son muy similares en todas ellas y el promedio es de 1,35 kg/dm³, este valor se encuentra entre los valores típicos de los suelos arenosos y de los suelos arcillosos con estructura (Campbell, 1991).

Caracterización y evolución de las arcillas

Se ha realizado el análisis semicuantitativo del contenido de minerales dentro de la fracción arcilla de muestras tomadas antes de comenzar la recarga y tras un año de funcionamiento del sistema. La metodología seguida se expuso en el capítulo 4 y los resultados obtenidos se presentan en la tabla 5.26 y 5.27.

Tabla 5.26. Caracterización de la fracción arcilla. Primera campaña de muestreo. Análisis por difracción de rayos X.

Muestra Jun-98	Mineral principal	Mineral Sec.	Accesorios y trazas	Fracción arcilla.		
				Contenido	Mín. P.	Mín. Sec.
0-1 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
1-5 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
5-10 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
10-15 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
15-20 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
20-30 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
30-40 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
40-50 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín

Todas las muestras presentan una composición mineralógica muy similar: un contenido en calcita del orden del 50%, de cuarzo del orden del 15%, y una fracción arcillosa con un contenido aproximado del 30%, siendo los restantes minerales Feldespatos y Dolomita.

La composición es prácticamente la misma para todos los horizontes, algo más del 50 % de calcita, un contenido elevado de cuarzo, alrededor del 15%, y como minerales accesorios plagioclasas, feldespatos potásico y dolomita.

La fracción arcilla tiene como mineral principal la esmectita, características de ciertos suelos de zonas semiáridas o con procesos de meteorización poco intensos. Este grupo de minerales presentan estructura de tipo 2:1, lo que las asemeja a las micas. Los complejos de superficie con cationes hidratados son de esfera externa por lo que los cationes son fácilmente intercambiables. La propiedad principal de este tipo de materiales es la capacidad de expansión y retracción interlaminar por humedecimiento y secado lo que puede suponer una alteración del flujo del agua al formarse canales preferenciales, sobre todo en superficie. Este efecto ha sido observado en la superficie de las balsas. Es importante recordar que la capacidad de intercambio catiónico de las esmectitas es alta, hallándose normalmente en el intervalo entre 80 y 150 cmol(+) kg⁻¹.

El segundo mineral laminar en abundancia son las micas. Las propiedades más destacables son: su baja capacidad de intercambio catiónico, en el rango de 10 a 40 cmol (+) kg⁻¹, y el constituir una posible fuente de potasio para la nutrición vegetal.

Tabla 5.27. Caracterización de la fracción arcilla. Campaña de muestreo tras un año de funcionamiento del sistema. Análisis por difracción de rayos X.

Muestra Jul-99	Mineral principal	Mineral Sec.	Accesorios y trazas	Fracción arcilla.		
				Contenido	Min. P.	Min. Sec.
0-1 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
1-5 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
5-10 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
10-15 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
15-20 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
20-30 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
30-40 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
40-50 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
50-60 cm	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín

Todas las muestras presentan una composición mineralógica muy similar: un contenido en calcita del orden del 45-50%, de cuarzo del orden del 15%, y una fracción arcillosa con un contenido aproximado del 30%, siendo los restantes minerales Feldespatos y Dolomita.

Por último, se ha detectado la presencia de caolinita, en pequeña cantidad, es característica de suelos intensamente meteorizados. En suelos calizos de zonas semiáridas, proceden normalmente de herencia. Este material, al presentar una estructura eléctricamente neutra muestra una CIC baja, de 1 a 10 cmol (+) kg⁻¹.

Como era de esperar, la naturaleza de la fracción arcilla no ha sufrido ningún tipo de alteración por el hecho de la infiltración del agua residual. Sí se observa no obstante una ligera disminución del contenido en calcita, en especial en horizontes superiores, y que se debe a la producción activa de CO₂ por la actividad biológica sustentada en el aporte continuo de materia orgánica.

Caracterización y evolución de la granulometría

En las tablas 5.28 y 5.29 se presentan los resultados del análisis textural que, al igual que en el caso de la caracterización y evolución de la fracción arcilla, solo se ha realizado sobre las muestras correspondientes al primer muestreo y al correspondiente a un año después, pues no era de prever, y así se ha confirmado, que se produzca una variación significativa de la distribución granulométrica de la matriz del suelo por efecto del paso del agua, al menos en cortos intervalos de tiempo.

Se observa un claro predominio de la fracción mas fina, limo y arcillas, en general superior al 89 % del total del sedimento, frente a las fracciones gruesas, tamaños de grano superiores a 250 µm, que solo superan en algún caso aislado el 1 %. El efecto más relevante es la reducción sistemática, en mayor o menor medida de las fracciones finas, inferiores a 62 µm en

todas las muestras analizadas, este hecho se explica al tener en cuenta que la disolución de la caliza tiene lugar en primer lugar sobre la fracción más fina, por lo que la caliza en el rango de tamaño de arcilla o limo desaparecerá con mayor rapidez que la perteneciente a otras clases texturales.

Tabla 5.28. Análisis granulométrico de la primera serie de muestras (%).

Tamaño (µm)	Muestreo de Junio de 1998 (cm)							
	0-1	1-5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-40	40-5
+ 2000	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 1000	--	--	--	--	--	0,24	0,42	0,12
+ 500	0,14	0,15	0,14	0,11	0,20	0,42	0,67	0,21
+ 250	0,34	0,38	0,30	0,22	0,26	0,50	0,62	0,33
+ 125	2,55	2,74	2,53	2,47	2,44	3,10	3,06	1,84
+ 62	6,44	6,73	6,92	7,08	7,10	6,58	5,74	4,18
- 62	90,53	90,00	90,11	90,12	90,00	89,16	89,49	93,32
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tabla 5.29. Análisis granulométrico de la serie de muestras tomadas tras un año de funcionamiento del sistema (%).

Tamaño (µm)	Muestreo de Julio de 1999 (cm)								
	0-1	1-5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-40	40-50	50-60
+ 2000	--	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 1000	--	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 500	0,10	0,05	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04	0,13
+ 250	0,32	0,28	0,35	0,24	0,17	0,12	0,12	0,09	0,23
+ 125	2,95	3,45	4,54	3,23	2,25	1,29	1,29	0,83	1,50
+ 62	8,50	10,30	11,33	8,24	6,30	4,02	4,02	3,86	4,48
- 62	88,13	85,92	83,74	88,25	91,23	94,52	94,52	95,18	93,66
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Conclusiones

El vertido de aguas residuales ha tenido un efecto notable sobre las características físicas y químicas del lecho filtrante, a continuación se sintetizan los cambios más notables.

En los primeros muestreos el pH se incrementa de forma ligera, y se uniformiza a lo largo del perfil, dando lugar a un suelo básico, aunque sin sobrepasar en ningún caso las 8,5 unidades. El incremento del pH esta producido por el aumento del contenido en amonio procedente de la degradación de la materia orgánica. En los muestreos finales empieza a disminuir y además se pierde la tendencia a la uniformización, aunque el pH sigue manteniéndose en todos los casos por encima de 7,5 unidades. Este efecto puede ser debido a la producción de CO₂, consecuencia de la intensa actividad biológica que tiene lugar.

Se produce un lavado de sales solubles, de forma que la conductividad eléctrica disminuye en todos los horizontes menos en el más superficial. Este parámetro se estabiliza en torno a los 400 µS/cm. El horizonte de 0 a 1 cm presenta una conductividad final de 966 µS/cm.

El cambio en la naturaleza de la materia orgánica hace que la capacidad de intercambio catiónico disminuya ligeramente en los horizontes más profundos, a partir de 20 cm, los valores finales oscilan entre 17,39 y 20,34 cmol/kg.

El efecto sobre el complejo de cambio no es apreciable más que en los cationes monovalentes cuya concentración aumenta más en el horizonte superior. En el caso del sodio se pasa de un promedio de 1,59 cmol/kg a 1,79 cmol/kg. En el caso del potasio la variación ha sido de 0,50 cmol/kg a 0,71 cmol/kg.

El análisis de sales solubles muestra un lavado notable en todo el perfil, en algunos horizontes llega a desaparecer más del 54% de las sales presentes al comienzo de la experiencia. Se produce una uniformización de su contenido a lo largo del perfil disminuyendo las diferencias entre horizontes. En el primer muestreo se producen valores medios de 50,4 meq/kg, presentando un rango de variación que va desde 42,5 meq/kg a 61,1 meq/kg. En el último muestreo el valor medio es de 23,9 meq/kg y el rango de variación además de comprender valores más bajos, se estrecha, entre 20,1 meq/kg y 28,3 meq/kg. En el horizonte superficial se produce un acúmulo de sales, muy variable, debido a oscilaciones en la composición del agua y a la evaporación directa.

La concentración de nitrógeno disponible aumenta respecto a la original en sus formas reducidas. El amonio aumenta más de 6 veces, el nitrito casi 5. El nitrato, mucho más estable, muestra al final una concentración similar a la inicial, en torno a los 45 mg/kg. Del resto de los iones analizados se puede destacar el sodio que presenta una ligera disminución, del orden del 20 % de media.

El fósforo es un ión limitante en suelos calizos pues se inmoviliza con gran facilidad por lo que en el suelo virgen o está ausente o en concentraciones muy bajas. Sin embargo, la adición de agua residual aumenta significativamente su concentración en los primeros centímetros, siguiendo un gradiente que va disminuyendo con la profundidad, excepto en el último muestreo en el que el gradiente de concentración se encuentra invertido. A partir de los 10 cm no suele encontrarse fósforo o lo hace en cantidades muy pequeñas.

El perfil inalterado muestra un contenido en nitrógeno claramente estratificado de 0,22 a 0,08 %. Esta estratificación se pierde a la par que el contenido desciende ligeramente según transcurre el proceso de recarga.

La materia orgánica, los oligoelementos y la humedad aportadas aumentan considerablemente la actividad biológica, que degrada la materia orgánica original y establece una estratificación a la par que una disminución de la misma respecto a las condiciones iniciales.

Se observa el inicio de un proceso de descarbonatación de los horizontes superficiales como consecuencia de la intensa producción de CO₂ por la actividad microbiológica. Este proceso de descarbonatación se produce en primer lugar en las fracciones más finas de CaCO₃, tamaño limo y arcilla, por lo que en el análisis granulométrico se observa una disminución de estas fracciones en los horizontes superiores.

En resumen, el efecto que el vertido de agua residual tiene sobre los materiales en estudio pueden ser sintetizados en varios puntos:

- a) Dependiendo del parámetro considerado se produce una uniformización a lo largo del perfil o se crea un gradiente de concentraciones. Se tiende a uniformizar el contenido en sales solubles, la C.E., los carbonatos y el sodio. Crea un gradiente de concentración la C.I.C., los compuestos del nitrógeno y la materia orgánica así como el fósforo
- b) Otro efecto notable es, tras un lavado inicial, la estabilización de algunas variables como las sales solubles cuya concentración tiende a la del agua residual.
- c) La importante actividad de los microorganismos que originan una rápida degradación de la materia orgánica, un aumento del CO_2 , y, en consecuencia una disminución del pH, aunque éste sigue siendo básico.
- d) Comienza un proceso de descarbonatación que puede dar lugar al transporte de carbonatos hacia horizontes más profundos y a la formación, a la larga, de niveles cementados de baja permeabilidad.
- e) Se produce un incremento del fósforo disponible, el nitrato permanece prácticamente constante, con la mejora que ello supone desde el punto de vista de la nutrición vegetal.

5.10.- ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Se ha realizado un análisis de microorganismos en el sedimento filtrante con objeto de comprobar la presencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal en el mismo.

Materiales y métodos

Los análisis se realizaron según las normas especificadas en el Real Decreto 140/2003 que especifica los métodos empleados en aguas potables de consumo público. Se ha tomado un gramo de suelo de cada una de las muestras (una cata de 0 a 1,84 metros mas una muestra control) y se ha dispersado en 1 litro de agua estéril. 100 ml de esta solución se filtra una vez homogeneizada por un filtro millipore de 0,45 um que se disponen sobre los medios de cultivo apropiados para la determinación de cada uno de los parámetros correspondientes.

Resultados

Detección y recuento de Escherichia coli y bacterias coliformes (Norma UNE-EN ISO 9308-1:2000)

La elevada carga microbiana de todas las muestras hace complicado el análisis empleando el medio utilizado (TTC) a ambas temperaturas (37 y 44 °C), se han detectado no obstante masas de colonias difusas presuntamente coliformes (fermental la lactosa) sin especificar nunca género ni especie. El análisis confirmativo de Escherichia coli ha sido siempre negativo. El aspecto de las colonias nunca correspondía con coliformes fecales.

Tabla 5.30 Resultados analíticos determinación coliformes

Muestra (m)	TTC 37 °C	TTC 44 °C
0-0,2	Masa amarilla (7)	Masas
0,2-0,4	0	6 colonias difusas
0,4-0,6	2 masas	Masas
0,6-0,8	Masa	Masas
0,8-1,0	Masa difusa	Masas
1,0-1,1	8-12 colonias difusas	15 colonias grandes rugosas
1,1-1,3	1 colonia difusa	0
1,3-1,5	1 colonia difusa	6 colonias grandes rugosas
1,5-1,7	2 colonias difusas	0
1,7-1,84	0	0
Control L3 (1,5-1,7)	3 colonias	2 colonias

Detección y recuento de enterococos (Norma UNE-EN ISO 7899-2:2001)

Se ha detectado un significativo número de enterococos por gramo de suelo en los primeros estratos, este número va reduciéndose paulatinamente con la profundidad. Queda la duda de si provienen del suelo, no obstante la muestra control no presenta ninguna colonia.

Tabla 5.31 Resultados analíticos determinación enterococos

Muestra (m)	Slanetz	Bilis Esculina Azida	UFC/g
0-0,2	24	12	120
0,2-0,4	5	4	40
0,4-0,6	4	0	0
0,6-0,8	2 + 1 hongo	1 + hongo	0
0,8-1,0	2	Masa	-
1,0-1,1	Masa	Masa	-
1,1-1,3	2	0	0
1,3-1,5	1	0	0
1,5-1,7	2	1	10
1,7-1,84	Masa	Masa	-
Control L3 (1,5-1,7)	0	0	0

Detección y recuento de clostridium perfringens y sus esporas

La gran resistencia de las esporas convierte a estos microorganismos en buenos indicadores de contaminación antigua. Se observa que el número de colonias fermentadoras de sacarosa es elevado en los primeros horizontes y se va reduciendo en profundidad. No obstante la prueba confirmativa ha sido negativa en todos los casos.

Tabla 5.32 Resultados analíticos determinación de Clostridium perfringens

Muestra (m)	m-CP	+NH ₄ OH
0-0,2	<50	-
0,2-0,4	<50	-
0,4-0,6	<50	-
0,6-0,8	<50	-
0,8-1,0	<20	-
1,0-1,1	4	-
1,1-1,3	7	-
1,3-1,5	4	-
1,5-1,7	4	-
1,7-1,84	<50	-
Control L3 (1,5-1,7)	0	0

5.11.- BALANCE DE AGUA Y SOLUTOS

A continuación cuantifica el intercambio de agua y solutos que se producen a lo largo del proceso de transporte, almacenamiento, aplicación y depuración del agua residual. Para ello se sintetizan los resultados obtenidos en cada uno de los ensayos y medidas realizadas sobre el suelo, la zona no saturada, el agua y el acuífero y se analizan con el fin de proporcionar una visión global del funcionamiento del sistema. La cuantificación de los procesos estudiados se realiza a través de un balance de masas, diferenciando el agua y los solutos transportados, teniendo en consideración la ley de continuidad que muestra cómo el flujo de salida de masa de un sistema es igual a las entradas menos el almacenamiento producido.

Se considera que el balance de agua tiene una especial relevancia pues es precisamente su exceso será el responsable del transporte de sustancias desde el suelo hasta el nivel freático a través de la zona no saturada, en cuyo seno se producen la mayor parte de los procesos de depuración. Por otra parte, el balance de masas permite determinar qué cantidad de las sustancias aplicadas junto al agua que se infiltra en el terreno se acumulará en el suelo o en el resto de la zona no saturada, y por tanto no llegan al agua subterránea y qué cantidad es transportada hasta el acuífero. En definitiva, conocer el nivel de depuración alcanzado y la cantidad total de sustancias extrañas que llegarán al acuífero a causa de la aplicación del agua residual.

5.11.1.- Balance de agua

En la figura 5.57 se muestra un esquema del balance de agua en el sistema de depuración de Dehesas. Las entradas están constituidas por la precipitación y el vertido de agua residual; las salidas son la evapotranspiración y la recarga del acuífero, además podría considerarse que existe una cierta cantidad de agua, menor que la porosidad, que queda almacenada en la zona no saturada. Existe además un flujo lateral en la zona no saturada debido a la expansión del bulbo de humectación que se forma debajo de la superficie filtrante, pero cuando se consideran periodos prolongados de tiempo su importancia respecto al volumen total de agua infiltrada es muy pequeña. La zona afectada por la evapotranspiración real alcanza aproximadamente hasta 1 metro de profundidad, esto coincide con la profundidad hasta donde llegan las grietas de retracción más profundas e incluso alguna raíz. Estas grietas, en los periodos de humectación se cierran pero el suelo no recupera nunca su estado inicial.

El efecto de las grietas es muy significativo en el sistema de depuración, el agua, al penetrar por ellas, encuentra una superficie de infiltración y contacto con la matriz sólida mucho mayor que si el suelo está húmedo y las grietas cerradas, esto tiene un doble efecto, por un lado aumenta la velocidad de infiltración en las primeras aplicaciones de agua, por otro facilita el secado del suelo cuando no está excesivamente húmedo, y por último, aumenta mucho la superficie de contacto en la que puede desarrollarse una película biológica activa con capacidad de depurar el agua residual.

Abordar el cálculo del balance propuesto requiere hacer una serie de simplificaciones.

- a) Aunque antes se ha mencionado que los efectos de la evapotranspiración alcanzan el primer metro desde la superficie del suelo, realmente, la zona más afectada se encuentra aproximadamente a 80 cm de profundidad. Ya se puso de manifiesto en el epígrafe 5.5, que a esta profundidad se observa en ocasiones una cierta concentración de sales pues es en este nivel donde el agua del suelo pasa de la fase líquida a la gaseosa dejando al

evaporarse los solutos que transporta disueltos. Así pues, la evaporación se considera despreciable por debajo de esta franja. Por otra parte la inspección visual muestra que entre 60 cm y 1 m solo se observan raíces aisladas.

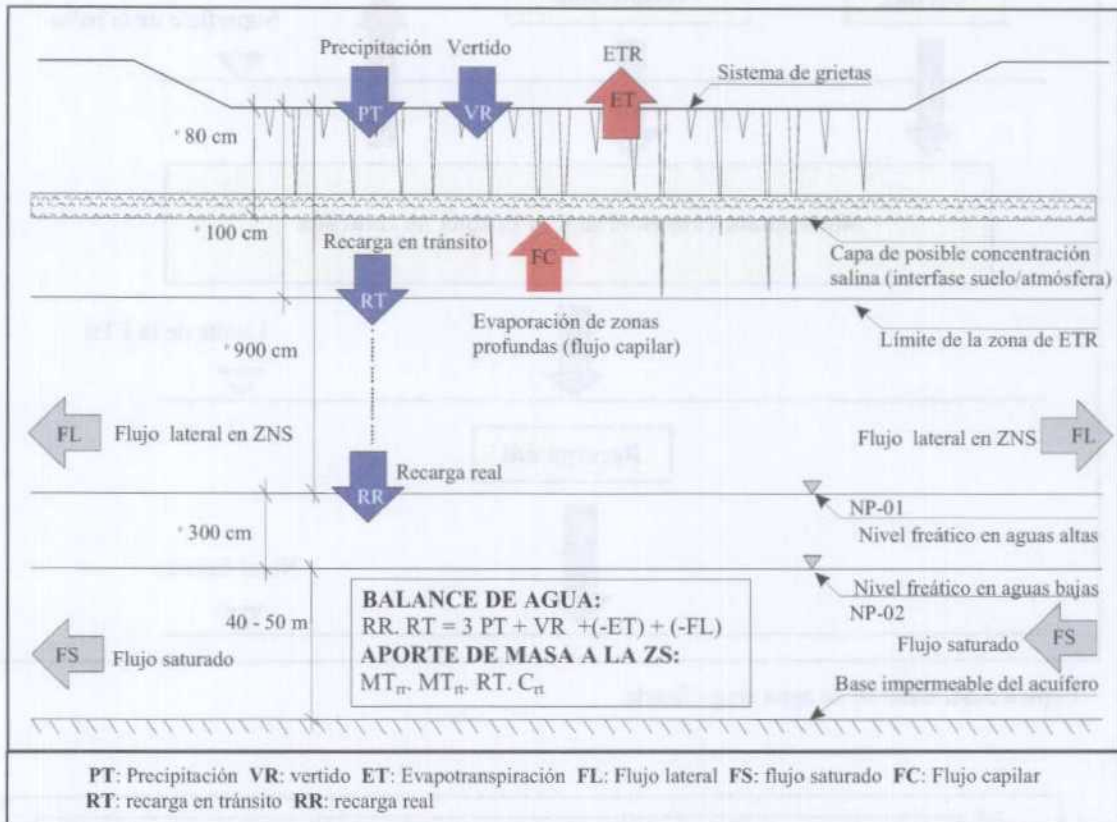


Figura. 5.57. Balance de agua del sistema de IDT. (No está a escala)

- b) El valor de la recarga en tránsito va a variar respecto al de la recarga real debido al almacenamiento de agua en la zona no saturada y a la existencia de flujo lateral, procesos ambos que retirarán cierta cantidad de agua que no llegará a formar parte de la recarga real. No obstante, se considera que la cuantificación de estos flujos laterales representa una cantidad despreciable respecto al total de la recarga, a medio y largo plazo, por lo que no serán tenidos en cuenta en el balance.

En la figura 5.58 se presenta un esquema simplificado del balance de agua a partir del cual se da valor a los componentes básicos del mismo: lluvia, agua aplicada, evapotranspiración, almacenamiento en el suelo el suelo y por último recarga. Para determinar el valor de la precipitación a lo largo del periodo se ha realizado una sumatoria del valor mensual de las precipitaciones desde el inicio de la investigación, septiembre de 1998, hasta el final del periodo de toma de muestras, mayo de 2003. En la figura 5.59 se muestra el gráfico correspondiente a la lluvia acumulada durante esos años. La tabla con los datos desglosados se encuentra en el Anexo VIII. La precipitación acumulada durante este periodo ha sido de 1374,13 mm, es decir, 1,37 m de columna de agua sobre la superficie activa de las balsas.

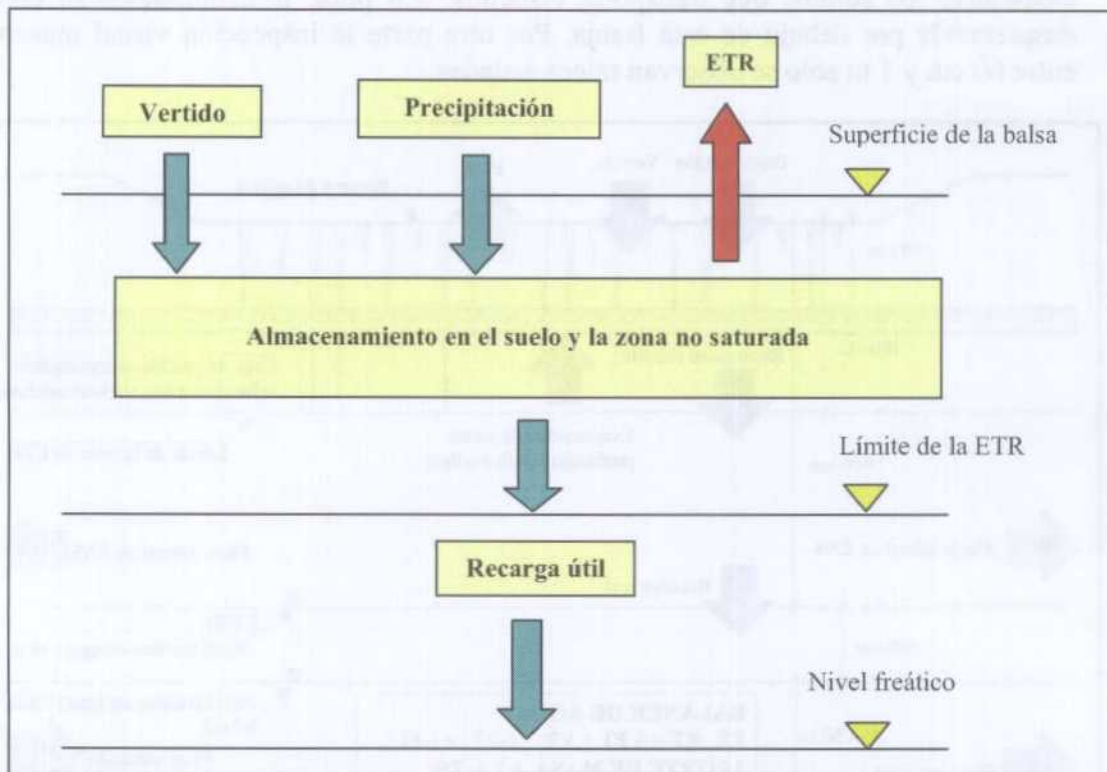


Figura 5.58. Balance de agua simplificado.

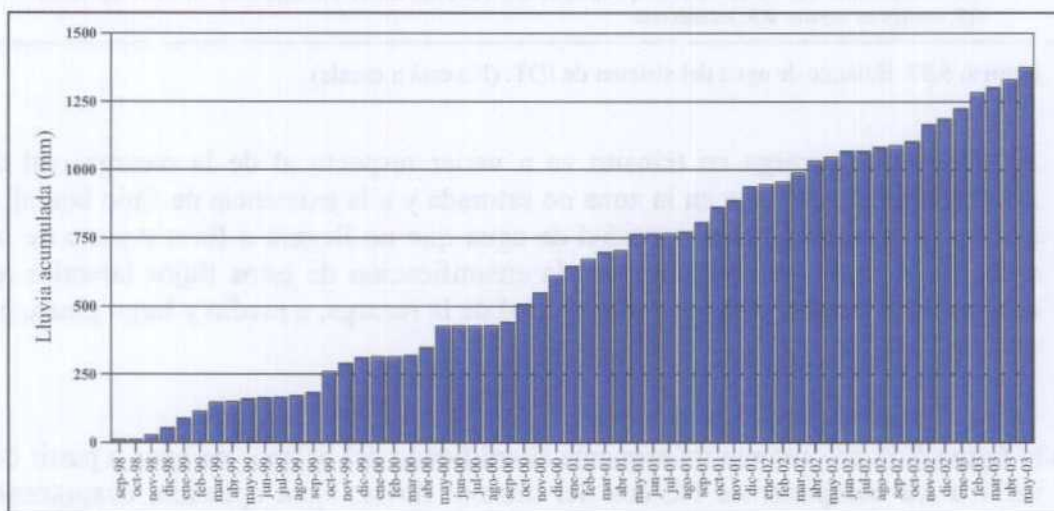


Figura 5.59. Lluvia acumulada a lo largo de todo el periodo de estudio.

El cálculo del volumen de agua aplicada se ha realizado teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- El tiempo total de vertido ha sido de 4 años y 8 meses, dividido en dos periodos; el primero desde septiembre de 1998 hasta abril de 1999 y el segundo desde agosto de 2000 hasta mayo de 2003.
- Debido a que durante el verano se produce una mayor escasez de agua para el riego de los cultivos, la mayoría del agua residual producida se utilizaba para el riego de unas vides

cercanas a la estación depuradora, por lo que en los meses de julio y agosto no se realizan vertidos al lecho filtrante.

- El vertido diario durante los meses de invierno es menor que durante los meses más cálidos entre otras razones porque en estos últimos aumenta la población y, por tanto, también el consumo, siendo el volumen diario medio aplicado de 60 m³/día en invierno y 80 m³/día en verano.
- En los dos periodos de aplicación de agua residual tenemos en total 8 meses cálidos en que se aplican de promedio 80 m³/día, 29 meses fríos en los que se aplican de promedio 60 m³/día y 5 meses que coinciden con julio y agosto en los que no se produce vertido.

Basándose en las consideraciones anteriores y tomando los meses como de 30 días se obtienen los siguientes resultados:

Para los meses más cálidos (8 meses) se vierten 19200 m³ de agua residual a la superficie filtrante total. Como no se vierte permanentemente en toda la superficie sino que cada semana se vierte en una de las 4 semibalsas, el vertido por semibalsa durante los meses cálidos será de 4800 m³/semibalsa. De igual forma, para los meses fríos (29 meses) se vierte a la superficie total de infiltración 52260 m³ que corresponde a 13065 m³/semibalsa. Por tanto el vertido total por semibalsa ha sido de 17865 m³

La superficie total de cada semibalsa es de 612,5 m² pero el vertido sólo es capaz de humedecerla parcialmente. Según las medidas realizadas por estimación visual directa y mediante fotografías se ha estimado que aproximadamente 2/3 de cada semibalsa funcionan como superficie activa de infiltración, es decir, 408,33 m²/semibalsa, lo que supone que se han aplicado 43,75 m de columna de agua en cada semibalsa, es decir, 19,6 cm de columna de agua por aplicación en los meses cálidos y 14,7 cm en los meses fríos.

Tabla 5.33. ET usada en el balance de agua y datos de ET a partir de los cuales se ha determinado. Datos mensuales medios.

mes	ET _{evaporimetro} (mm/mes)	ETR _{Thornhtwaite} (mm/mes)	ET _{balance} (mm/mes)
Ene	20	9,98	12,5
Feb	38	16,48	21,9
Mar	72	22,87	35,2
Abr	66	40,60	46,9
May	138	65,33	83,5
Jun	189	97,11	120,0
Jul	236	124,13	125,1
Ago	176	121,12	134,8
Sep	158*	101,74	115,8
Oct	108	54,23	67,7
Nov	58	23,09	31,8
Dic	34	11,97	17,5
Total (mm/año)	1293	688,6	839,6

* Dato estimado a partir de los meses de agosto y octubre

Como ya se ha expuesto la evapotranspiración es una de las salidas principales del sistema, Para su cálculo se han empleado los datos procedentes de dos evaporímetros (Moisture Smart Watering Gauge de Moisture Samrt Inc.), uno instalado al sol en condiciones similares a las que soportan las balsas de infiltración, y otro a la sombra, durante un año, y los datos obtenidos utilizando el método de Thonhtwaite (1957). Dado que en cada semibalsa se vierte

una vez al mes, $\frac{1}{4}$ del mes la ET será la obtenida experimentalmente mediante el evaporímetro y el resto del mes, $\frac{3}{4}$, en el que no se realiza ningún vertido, la ET será la calculada por el método de Thornhtwaite. En la tabla 5.33 se muestra los datos de la ET obtenida a partir del evaporímetro al sol, la obtenida mediante el método de Thornhtwaite y la calculada a partir de las anteriores para usarla en el balance de agua.

Por tanto se obtiene una $ET_{balance}$ de 839,60 mm/año, que extrapolando a todo el periodo (4 años y 8 meses) supone una evapotranspiración de 3920,93 mm, es decir, 3,92 m de columna de agua / periodo.

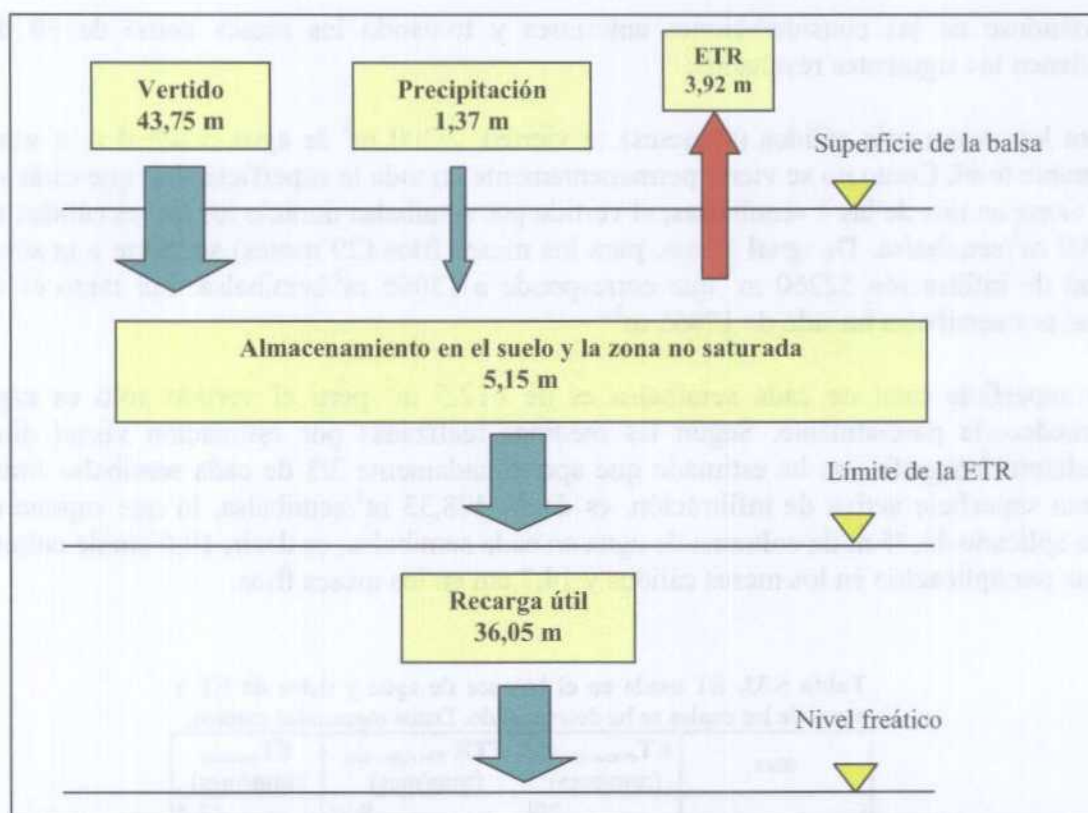


Figura 5.60. Balance simplificado de agua en el total de tiempo que ha durado la experiencia. Las cantidades están expresadas en metros de columna de agua sobre la superficie activa.

Del agua que entra en la balsa (lluvia y vertido) parte no se evapotranspira ni pasa a formar parte de la recarga, quedando almacenada en la zona no saturada. El cálculo de esta fracción (5,15 m) se ha hecho mediante un modelo de flujo en zona no saturada (Moreno *et al*, 2004). Conocidos todos los términos del balance, se obtiene un valor para la recarga de 36,05 m de columna de agua.

A modo de recapitulación, en la figura 5.60 se muestra el esquema simplificado del balance de agua con los datos de todos sus componentes para el periodo de estudio.

5.11.2.- Balance de solutos

El balance de solutos permite conocer la capacidad de depuración del sistema pues cuantifica que cantidad de solutos de los aplicados con el agua residual y los provenientes de la deposición atmosférica quedan retenidos en la zona no saturada o son eliminados a la

atmósfera y cuales viajarán junto con el agua de recarga hasta el agua subterránea así como los que serán almacenados en la zona no saturada.

En la figura 5.61 se muestra un esquema del balance de solutos. Las entradas al sistema son principalmente el aporte de solutos aplicado con el agua residual y la deposición atmosférica, las salidas las constituyen los solutos que son arrastrados por el agua de recarga, es decir, aquellos que no han quedado retenidos en la zona no saturada o enviados a la atmósfera.

El agua residual está compuesta por los solutos procedentes del agua de abastecimiento, que proviene a su vez del agua subterránea, y por el aporte de la población. El aporte procedente de la población, que es en definitiva el aporte extra de solutos que proporciona el vertido consiste principalmente en DQO, DBO₅, sólidos en suspensión, carbono orgánico total, turbidez, fosfatos y las dos formas reducidas del nitrógeno; nitrito y amonio. En la tabla 5.34 se presenta el aporte total de solutos procedentes del vertido de agua residual. En el anexo VIII se muestra la tabla completa con todos los datos a partir de lo cuales se han realizado los cálculos. La masa total vertida se ha calculado a partir de los análisis periódicos de agua residual teniendo en cuenta que se han aplicado 43,73 m de columna de agua.

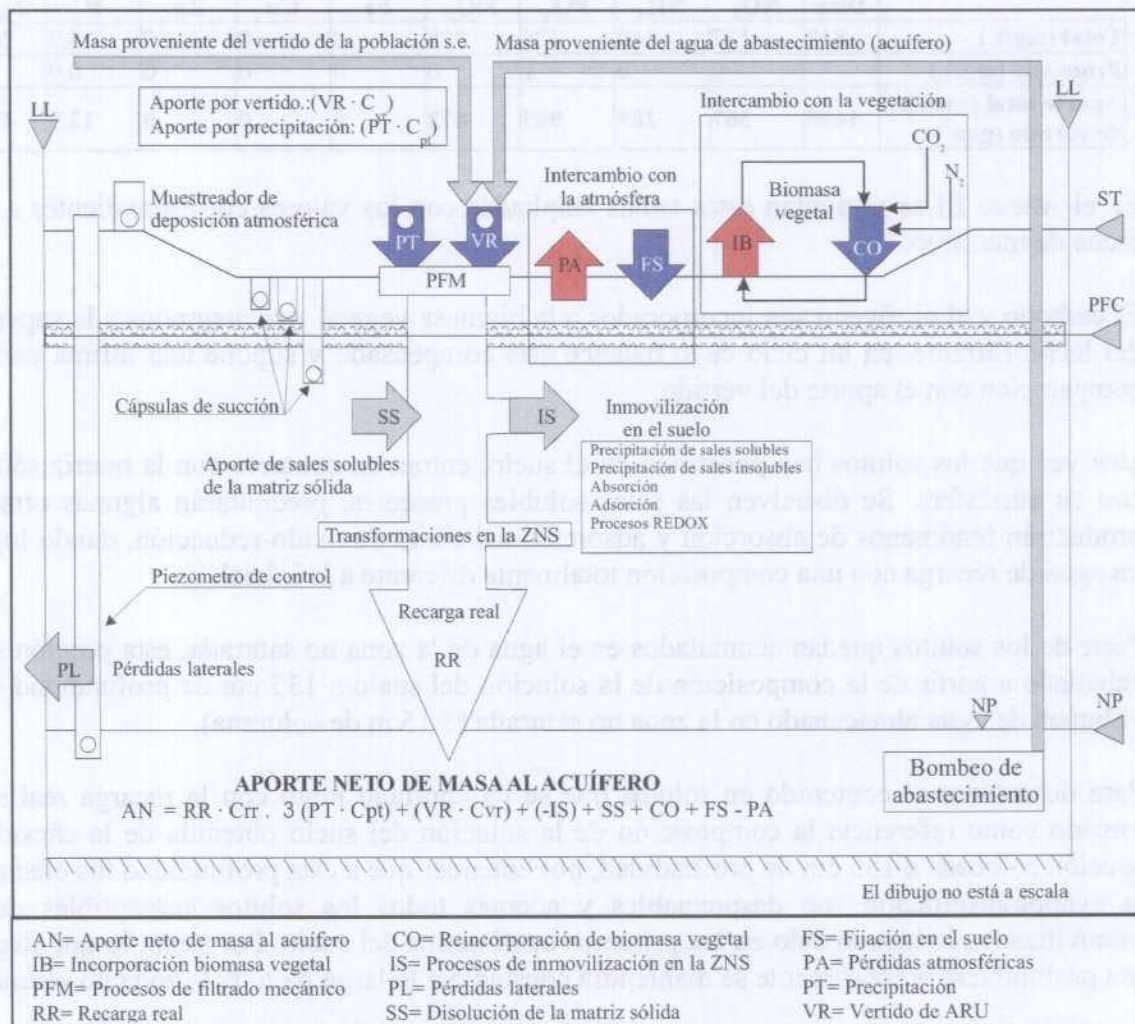


Figura 5.61. Esquema del balance de solutos.

Tabla 5.34. Masa total de solutos vertida junto con el agua residual por semibalsa de infiltración (mg/L).

Especie analizada	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K
promedio (mg/L)	335	542	520	877	0	2	431	108	210	35
Masa total vertida (g/m ²)	14656	23702	22750	38345	0	85	18866	4715	9196	1531

Especie analizada	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Zn	Fe	Cu	B	N _{total}
promedio (mg/L)	0,1	55	26	35	0,0	0,0	0,0	1,4	41
masa total vertida (g/m ²)	3,7	2425	1143	1527	1,3	1,0	0,0	62,6	1815

En la tabla 5.35 se muestran los resultados del cálculo de solutos procedentes del aporte atmosférico.

Tabla 5.35. Masa total de solutos procedentes del aporte atmosférico por semibalsa de infiltración.

	Días	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K
Total (mg/L)	812	1410	2022	1528	11850	118	8490	141	2349	4290	308,9
Promedio (mg/L)		2	2	2	15	0	10	0	3	5	0,4
Aporte total periodo de vertido (g/m ²)	1680	2917	4184	3162	24518	244	17565	292	4860	8876	639,0

	Días	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Fe	Cu	Zn	B	N _{total}
Total (mg/L)	812	177	140	476	228	0	0	0	6,7	2080
Promedio (mg/L)		0	0	1	0	0	0	0	0,0	3
Aporte total periodo de vertido (g/m ²)	1680	367	289	985	472	0	0	0	13,9	4303

En el Anexo III se presentan estas tablas ampliadas con los valores correspondientes a cada fecha de muestreo.

El carbono y el nitrógeno son incorporados a la biomasa vegetal y reintegrados a la superficie del lecho filtrante, en un ciclo cuyo balance está compensado y supone una ínfima parte en comparación con el aporte del vertido.

Una vez que los solutos han penetrado en el suelo, entran en contacto con la matriz sólida y con su atmósfera. Se disuelven las sales solubles presentes, precipitarán algunas otras, se producirán fenómenos de absorción y adsorción así como de oxido-reducción, dando lugar a un agua de recarga con una composición totalmente diferente a la inicial.

Parte de los solutos quedan acumulados en el agua de la zona no saturada, esta porción se ha calculado a partir de la composición de la solución del suelo a 135 cm de profundidad y del volumen de agua almacenado en la zona no saturada (5,15 m de columna).

Para determinar el contenido en solutos que se ha aportado junto con la recarga real se ha tomado como referencia la composición de la solución del suelo obtenida de la cápsula de succión colocada a 135 cm de profundidad, por entender que a esta profundidad los efectos de la evapotranspiración son despreciables y además todos los solutos susceptibles de ser inmovilizados lo habrán sido en los primeros centímetros del suelo. Por tanto, lo que llegue a esa profundidad prácticamente se mantendrá constante a lo largo de toda la zona no saturada.

La composición media del agua de recarga (figura 5.36) se ha obtenido del producto del valor medio de cada uno de los parámetros a 135 cm de profundidad teniendo en cuenta el volumen calculado para la recarga. En el Anexo III se muestran los datos a partir de los cuales se han

realizado tanto estos cálculos como los de los demás componentes del balance de agua y solutos.

Tabla 5.36. Composición media del agua de recarga.

Especie	DQO	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca
Promedio (mg/L)	10	514	900	495	0	173	422	146	265
Solutos en la recarga (g/m ²)	347	18541	32442	17844	0	6228	15196	5280	9538

Especie	K	NO ₂	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Fe	Zn	B	N _{total}
Promedio (mg/L)	25	2	0	1	39	0,0	0	2	40
Solutos en la recarga (g/m ²)	906	74	2	50	1388	0,5	0	55	1431

En la tabla 5.37 se muestran los valores de los componentes del balance para cada uno de las especies analizadas.

Tabla 5.37. Valores de los componentes del balance para cada especie que penetra en el suelo junto con el agua de entrada.

Elementos del balance de solutos	DQO	CO ₃	SO ₄	Mg	Ca	Na	K	Cl	HCO ₃
Lluvia (g/m ²)	3	0,2	3	5	9	0	1	4	25
Vertido (g/m ²)	14656	0,0	22750	4715	9196	18866	1531	23702	38345
Suma de entradas (g/m ²)	14659	0,2	22753	4719	9205	18867	1531	23706	38369
Almacenados (g/m ²)	50	0,0	4635	754	1363	2171	129	2649	2549
Recarga (g/m ²)	347	0,0	32442	5280	9538	15196	906	18541	17844
Eliminados/inmovilizados (g/m ²)	14262	0,2				1500	496	2517	17977

Elementos del balance de solutos	SiO ₂	PO ₄	Fe	Zn	B	NO ₃	NO ₂	NH ₄	N _{total}
Lluvia (g/m ²)	1388	1	0	0	0	18	0	0	4
Vertido (g/m ²)	1527	1143	1	1	63	85	4	2425	1815
Entradas (g/m ²)	2915	1144	1	1	63	103	4	2425	1819
Almacenados (g/m ²)	198	7	0	0	8	890	11	0	204
Recarga (g/m ²)	1388	50	0,48	0	55	6228	74	2	1431
Eliminados/inmovilizados (g/m ²)	1329	1086	1	1	0			2422	183

La DQO es eliminada muy eficazmente por oxidación directa o por acción bacteriana, que es lo esperable. Al agua de recarga llega aproximadamente un 2% de la DQO que entra.

El sulfato, el magnesio y el calcio se concentran en el agua de recarga. La fuente más probable de sulfato es la disolución de yeso o de la oxidación de azufre orgánico, aunque éste último origen tan sólo aportaría posiblemente una pequeña cantidad. Respecto al magnesio y el calcio, procedentes esencialmente de yesos y materiales carbonatados, se disuelven con el ácido carbónico producido en las reacciones biológicas de superficie. Parte de estas especies no pasan a la recarga sino que permanece en el agua almacenada en la zona no saturada.

Una pequeña parte del sodio es retenida en las posiciones de cambio, pero debido al gran exceso de calcio y magnesio la cantidad retenida será mínima en comparación con lo que llega al agua de recarga, que supone aproximadamente el 80 % del sodio que entra. Con el potasio ocurre algo semejante pues en el agua de recarga permanece un 60 % aproximadamente, almacenándose en la zona no saturada un 8 %, el resto queda retenido en las posiciones de cambio.

Tanto en el caso del cloruro como en el de la sílice, una parte de lo que entra queda inmovilizado en el suelo y el resto llegará al agua subterránea junto con la recarga.

El bicarbonato disminuye por precipitación, y aunque no se observan procesos de formación de costra caliza, es posible que con el tiempo terminen produciéndose.

El fosfato es eliminado por precipitación en los primeros centímetros del suelo en forma de sales cálcicas insolubles, lo que hace que al agua de recarga tan sólo llegue un 4 % de la cantidad que entra. De igual forma, el hierro y el zinc también precipitan.

El boro no varía, se comporta como conservativo y por ello puede ser empleado como un buen indicador de afección al agua subterránea.

Parte del anionio que entra se oxida a nitratos y nitritos en la zona no saturada y otra parte escapa a la atmósfera en forma de N_2 . La porción oxidada hace que los nitratos y nitritos aumenten en la zona no saturada y especialmente en el agua de recarga. Estos cambios de unas especies por otras debido a procesos redox hacen que el 78 % del nitrógeno total aportado al sistema llegue al agua de recarga (este entra en forma de amonio y sale principalmente como nitrato).

Conclusiones

A través del balance de agua y solutos se ha podido determinar la cantidad de agua que va a recargar el acuífero y su composición, datos fundamentales para evaluar el rendimiento del sistema y así determinar si el proceso de depuración ha funcionado adecuadamente.

A lo largo de todo el periodo que ha durado la experiencia se han aplicado 43,74 m de columna de agua, la lluvia ha aportado 1,37 m y la evapotranspiración ha retirado 3,92 m. El agua que queda almacenada en la zona no saturada se ha calculado en 5,15 m, por tanto formará la recarga 36,05 m de columna de agua.

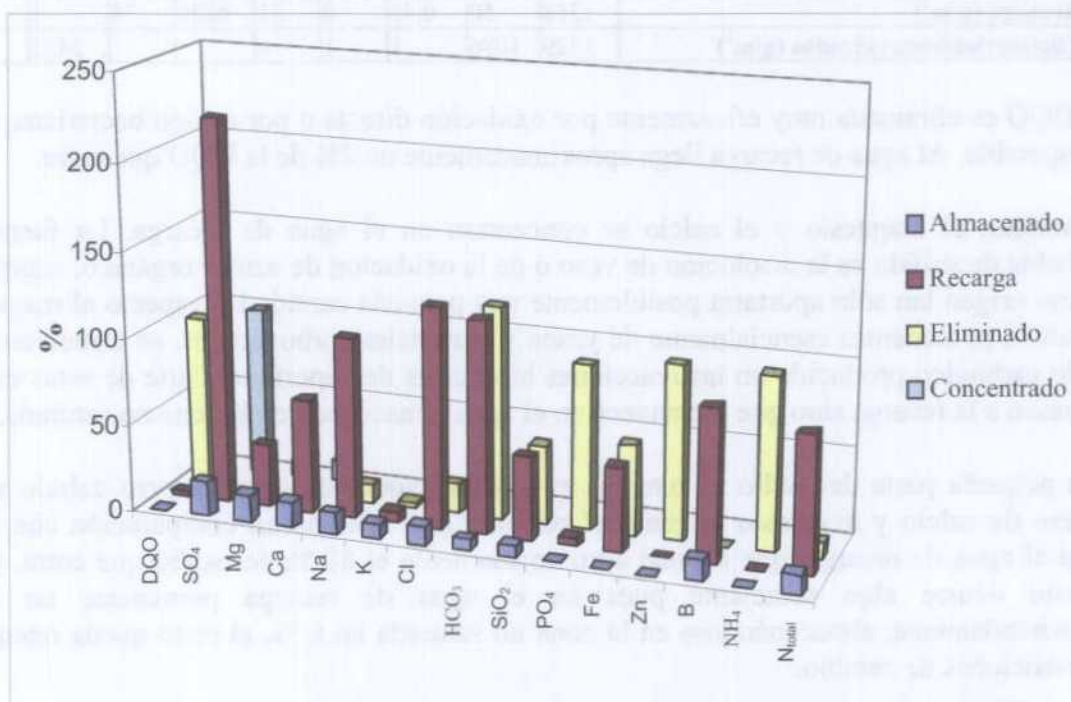


Figura 5.62. Comportamiento de las diferentes especies tras su entrada en el sistema.

En la figura 5.62 se muestra el resultado del balance de solutos. En el gráfico se han representado para cada una de las especies analizadas en el balance las diferentes fracciones en las que se reparten tras su entrada al sistema.

La mayor parte de la DQO, el amonio, el fosfato y el zinc son eliminados del agua que se infiltra. La DQO se elimina por oxidación o por acción bacteriana. Parte del amonio pasa a la atmósfera en forma de N_2 pero la mayoría se oxida fundamentalmente a nitrato, lo que hace que prácticamente el 78% del nitrógeno total aportado llegue al agua de recarga. Respecto al fósforo y al zinc, ambos precipitan en los primeros centímetros del suelo.

El agua almacenada en la zona no saturada está fundamentalmente compuesta por sulfato, magnesio, calcio, sodio, potasio, cloruro, bicarbonato sílice, boro y nitrógeno total.

El sulfato, magnesio, calcio, sodio, potasio, cloruro, boro y nitrógeno total pasarán mayoritariamente al agua de recarga, y serán los que en un determinado momento lleguen al agua subterránea. De estas especies el sulfato, el magnesio y el calcio al atravesar la zona no saturada experimentan una concentración del 98%, 9% y 11,6% respectivamente, por disolución.

Otras especies como la sílice, el bicarbonato y el hierro presentan una concentración en el agua de recarga (47,6%, 121,7% y 48%) semejante a la que se elimina, bien por precipitación, caso de la sílice y el hierro bien por evaporación en forma de CO_2 , caso del bicarbonato. El bicarbonato también experimenta un aumento en su concentración al atravesar la zona no saturada.

En resumen, el comportamiento de las diferentes especies no es igual para todas sino que parte de éstas son eliminadas bien por precipitación en el suelo, bien por evaporación, otra parte permanecerá como composición del agua que queda almacenada en la zona no saturada y otra parte viajará con el agua de recarga hasta el agua subterránea. También hay especies que al atravesar la zona no saturada se concentran debido a que se producen disoluciones al entrar en contacto el agua aplicada con los materiales de la zona no saturada.

Capítulo 6

ASPECTOS AMBIENTALES

6.- ASPECTOS AMBIENTALES

6.1- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS DEL CAPÍTULO

El medio ambiente es el sistema constituido por los elementos físicos, biológicos, económicos, sociales, culturales y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en la que vive, determinando la forma, el carácter, el comportamiento y la supervivencia de ambos. No debe considerarse pues, como el medio envolvente del hombre, sino como algo indisociable de él (Gómez Orea, 1999).

En este contexto, el término impacto se aplica a la alteración que introduce la actividad humana en su “entorno”; entendiendo como entorno, la parte del medio ambiente afectada por la actividad, o más ampliamente, que interacciona con ella. Por tanto, el impacto ambiental se origina en una acción humana y se manifiesta según tres facetas sucesivas (Gómez Orea, 1999):

- La modificación de alguno de los factores ambientales o del conjunto del sistema ambiental.
- La modificación del valor del factor alterado.
- La interpretación o significado ambiental de dichas modificaciones, y en último término, para la salud y bienestar humano.

Por tanto, el impacto ambiental se asocia a actividades humanas, nunca a alteraciones producidas como consecuencia de fenómenos naturales y se puede definir como la diferencia en la evolución del entorno “con” y “sin” la acción humana.

La trascendencia del impacto ambiental deriva de la vulnerabilidad, *sensu lato*, del medio, entendiendo como vulnerabilidad el grado de susceptibilidad del medio ante la incidencia de determinadas actuaciones. Puede definirse también como el inverso de la capacidad de absorción del medio de posibles alteraciones sin pérdida de calidad. La vulnerabilidad, también llamada fragilidad, es una característica inherente al medio, dependiente de los elementos y procesos ambientales que lo constituyen e independiente de que se actúe o no sobre él. Mientras no se produce la actuación, la vulnerabilidad está *latente*, no se manifiesta.

La relación entre vulnerabilidad e impacto se patentiza a la hora de evaluar la importancia, el nivel o grado de impacto: a una misma intensidad de actuación, se causará un impacto de mayor gravedad allí donde la vulnerabilidad sea mayor.

Entendiendo como riesgo toda posible fuente de peligro, el riesgo de producir efectos adversos, de una misma actividad humana en diferentes lugares va a depender de la vulnerabilidad del medio y de la “agresividad” de las acciones que impliquen el llevar a cabo esta actividad. Las acciones que se realicen sobre el medio para una actividad concreta, en general, van a variar muy poco de un lugar a otro.

El objetivo de este capítulo es proponer una metodología específica de estudio del impacto para sistemas de depuración de aguas residuales urbanas mediante IDT. Esta metodología se centrará fundamentalmente en la cuantificación del riesgo de impacto específico generado por las acciones que caracterizan esta actividad, en la valoración y medida de la vulnerabilidad de los componentes ambientales que pueden verse particularmente afectados por este tipo de sistema de depuración, así como la forma de medir el impacto propio del mismo.

A la hora de realizar un estudio de impacto ambiental de este tipo de sistemas, además de estos métodos de evaluación propuestos habrá que realizar la evaluación del impacto sobre el resto de los componentes afectados de la forma habitual en que se realiza cualquier estudio de estas características.

6.2.- CARACTERIZACIÓN DE LA IDT DESDE EL PUNTO DE VISTA DE LAS ACCIONES QUE PRESENTAN RIESGO DE PRODUCIR IMPACTO

Las acciones del hombre sobre el medio ambiente generan riesgos o impactos, según sean sucesos que no han ocurrido pero que pueden ocurrir, riesgos, o hechos consumados, impactos. De esta forma, se puede definir como riesgo toda condición, proceso o evento que pueda causar daños al medio ambiente. El riesgo de que se produzca un daño dependerá de la probabilidad de ocurrencia, del grado de exposición a ese daño y de la vulnerabilidad del factor ambiental sobre el que el daño pueda producirse.

En cualquier sistema de depuración, a lo largo de todas las fases del proyecto se producen una serie de acciones que poseen un riesgo de producir impacto. Las más características son las siguientes:

Fase de planificación

- Determinación de los terrenos a transformar: localización de la red de saneamiento, de las instalaciones de depuración, localización de las zonas auxiliares (secado de lodos, desvío del vertido en caso de avería del sistema,...)
- Planeamiento y diseño de la red de saneamiento, del sistema de depuración y del sistema de tratamiento de lodos.

Fase de construcción

- Construcción de caminos temporales de servicio de las obras.
- Acondicionamiento de zonas de almacenamiento de materiales, tierras retiradas, maquinaria y equipos necesarios.
- Construcción de la red de saneamiento: limpieza del terreno, apertura de zanjas, colocación de los colectores, cierre de zanjas y colocación de tierra vegetal y prueba de la red.
- Construcción de la instalación depuradora de aguas residuales, de tratamiento de lodos y de algún sistema de emergencia en el que tratar un volumen determinado de agua en caso de avería del sistema de depuración: vallado del área afectada por las obras, preparación del terreno, cimentación, edificación de sistema de depuración, del de tratamiento de lodos y de las instalaciones auxiliares, colocación de la red de entrada y salida, construcción de caminos de acceso, electrificación y colocación de equipos.
- Limpieza del terreno, urbanización y ajardinamiento.
- Construcción de la red de vertido.

Fase de explotación

- Control y mantenimiento de la red de saneamiento.
- Control del caudal recibido: Tipos y niveles de contaminantes.

- Operaciones de depuración de aguas residuales: Irán en función del tipo de sistema de depuración elegido, prestando especial atención a las operaciones que supongan un movimiento del efluente o de los materiales sedimentados, participación de microorganismos, emisión de gases o malos olores y la adición de compuestos químicos.
- Manejo y almacenamiento de lodos de la planta depuradora.
- Mantenimiento de las instalaciones: cuidado del ajardinamiento y del camino de acceso y de las instalaciones de emergencia.
- Vertido del efluente depurado.
- Vertido del efluente sin depurar en caso de “bypass” por cualquier motivo.

Fase de abandono

- Desmantelamiento de las instalaciones.
- Acondicionamiento del espacio ocupado por la depuradora, por las instalaciones de tratamiento de lodos y del punto de vertido, devolviéndolo si procede, en la medida de lo posible, a su uso anterior.

En el caso concreto de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas mediante IDT, la mayoría de las acciones con riesgo de producir impacto durante todas las fases son las mismas que para cualquier otro tipo de sistema de depuración, pero hay que tener en cuenta que este tipo de sistemas tiene particularidades que no poseen los sistemas de depuración convencionales e incluso tampoco algunos de los clasificados como tecnologías blandas. Es por esto que a la hora de cuantificar el riesgo de producir impacto ambiental de este tipo de instalaciones hay que tener en cuenta que:

- El medio receptor es el medio depurador, luego no se produce un efluente al que se deba buscar un emplazamiento para ser vertido. Esto convierte la acción de la aplicación del agua residual urbana sobre lecho filtrante en la acción más característica de este tipo de sistemas y la que posee mayor riesgo de producir impacto sobre el medio ambiente.
- Es un proceso “oculto”, dado que la depuración se produce una vez que el agua residual se ha infiltrado en el suelo, lo que lo hace más difícilmente controlable.
- Produce procesos inmediatos en el suelo (acumulación de muchas sustancias y transformación de otras) y diferidos en el agua subterránea, que será la receptora en última instancia del agua vertida al lecho filtrante.
- Es un proceso acumulativo.
- Puede afectar a varios componentes ambientales de forma directa o indirecta, inmediata o diferida.
- En términos generales, no es necesaria la construcción de una instalación de tratamiento de lodos porque la cantidad de lodos generados es tan pequeña que basta con disponer de un sistema de retirada de los mismos, que se realizará cada 6 meses ó 1 año y la deposición de éstos en un vertedero controlado.

6.3.- CONCEPTO DE VULNERABILIDAD AMBIENTAL Y PROPUESTA DE INDICADORES DE VULNERABILIDAD PARA UN SISTEMA DE DEPURACIÓN MEDIANTE IDT

La vulnerabilidad se define como la fragilidad o grado de susceptibilidad que tiene el medio para ser deteriorado ante la incidencia de determinadas actuaciones (Conesa, 1997). Un espacio frágil se degrada con facilidad.

Por tanto se puede afirmar que la vulnerabilidad de un sistema en general o un componente ambiental en particular supone la incapacidad de éste para adaptarse a las variaciones que sobre él se producen en el tiempo y en el espacio, abandonando su estado inicial y evolucionando hacia una situación distinta a la original.

Según Villa y McLeod (2002), la vulnerabilidad tiene dos componentes, uno intrínseco y otro extrínseco. La vulnerabilidad intrínseca está relacionada con la dinámica y la estructura interna del sistema o de un componente ambiental determinado. La vulnerabilidad extrínseca está relacionada con factores externos al sistema o componente ambiental. A su vez la vulnerabilidad intrínseca posee dos subcomponentes; una expresada, que nos indica el estado de conservación del ecosistema y otra potencial, relacionada con la capacidad del mismo de recuperarse tras haber sido sometido a una situación de estrés.

La vulnerabilidad extrínseca también puede dividirse en dos subcomponentes, una expresada, que es función de la exposición a un riesgo determinado, y otra potencial, función de la posibilidad de que se produzca un impacto en el futuro, o la posibilidad de que se produzca un cambio en el grado de estrés al que está sometido el sistema actualmente.

En el caso de la IDT la acción más impactante es el vertido del agua residual sobre el lecho filtrante y, por tanto, los componentes ambientales que se pueden ver más afectados son el suelo, junto con el resto de la zona no saturada y el medio hídrico subterráneo, aunque también el superficial cuando el subterráneo aflora, como ocurre en Dehesas de Guadix con la Fuente de las Nieves. Por tanto, para conocer la aptitud de un lugar determinado para la construcción de un sistema de estas características, de forma que se asegure no solo el buen funcionamiento del sistema sino también su compatibilidad ambiental, es de vital importancia determinar la vulnerabilidad que presentan estos componentes ambientales.

A continuación se presenta una propuesta de indicadores e índices para el suelo y el medio hídrico que permitirán evaluar en cada caso la vulnerabilidad de estos dos componentes, para así determinar la aptitud del suelo y la zona no saturada, como lecho filtrante y la del agua subterránea, como último receptor del agua vertida.

Propuesta de indicadores de vulnerabilidad sobre el suelo y la zona no saturada

La vulnerabilidad del suelo es la susceptibilidad de éste a ser dañado en una o más de sus funciones ecológicas (Batjes y Bridges, 1991 y 1993) o de su uso actual o potencial. Estas funciones ecológicas incluyen:

- a) Producción de biomasa.
- b) Funciones de filtrado, amortiguación, almacenamiento y transformación.
- c) Hábitat biológico y reserva genética.

Entre los usos se incluye cualquiera que se esté realizando actualmente en ese suelo o los usos que puedan darse en un futuro (agrícola, recreativo, construcción, etc...).

En función de las propiedades intrínsecas del suelo como su contenido en arcilla, en materia orgánica y carbonato cálcico, así como su capacidad de intercambio catiónico, cada suelo reaccionará de forma diferente a la contaminación y a los cambios ambientales (FAO y ISRIC, 2000).

En el caso que nos ocupa, que es el de evaluar la vulnerabilidad del suelo como medio depurador, lo que hay que valorar es la capacidad del mismo como lecho filtrante, su capacidad de almacenar las sustancias que se vierten sobre él, así como su tendencia a la liberación de las mismas. De esta forma se podrá asegurar que lo que llegue al agua subterránea sean los productos de degradación última del agua residual aplicada.

Las diferencias producidas a nivel regional en las propiedades estáticas y dinámicas del suelo serán las responsables de la capacidad del mismo de controlar el movimiento de los contaminantes, y, por tanto, de su vulnerabilidad. En el suelo ocurren importantes procesos que pueden influir en su capacidad para retener y liberar contaminantes, estos procesos incluyen: la lluvia ácida, la eutrofización, la salinización, la erosión debida al agua, así como cambios en el clima, en las condiciones hidrogeológicas y en los usos del suelo (Hesterberg et al., 1992).

Un suelo puede ser observado como una columna cromatográfica, o sistema de barreras geoquímicas, con respecto al comportamiento de los contaminantes (Glazovskaya, 1991). La evaluación de la vulnerabilidad del suelo nos ayudará a determinar el riesgo de que en un momento dado los contaminantes almacenados puedan liberarse de forma inesperada, produciendo la contaminación de otros lugares o de otros componentes ambientales. A este proceso en el que el suelo que alberga los contaminantes puede en un momento dado empezar a liberarlos de forma inesperada es a lo que Stigliani denomina "Chemical Time Bombs" (CTB) (Stigliani, 1988). Este concepto hace hincapié en la capacidad del suelo para almacenar o liberar contaminantes cuando se produce un determinado proceso que hace que se activen estos mecanismos.

En este sentido, los suelos más vulnerables son aquellos con alta capacidad de almacenamiento de sustancias químicas potencialmente movilizables y nocivas. Estas sustancias químicas que formarían las CTB son las especies más resistentes a la descomposición química, en especial los metales pesados y algunos compuestos orgánicos.

El grado, naturaleza y ritmo de evolución del impacto resultante del CTB variará en función de (Batjes y Bridges, 1993):

- 1) La cantidad de contaminantes albergados en el suelo.
- 2) La capacidad del suelo para retener estas sustancias.
- 3) El tipo e intensidad de los procesos ambientales o socio-económicos causantes de esta contaminación.
- 4) La vulnerabilidad del suelo frente a estos procesos.
- 5) Y los componentes del medio ambiente afectados por los contaminantes liberados.

Según estas premisas se hace necesario disponer de parámetros medibles que aporten información acerca de la vulnerabilidad del suelo al empleo de este sistema de depuración,

dado que como resultado se producirá un deterioro del suelo que puede ser medido a través del control de los siguientes parámetros básicos:

- Comportamiento de los macronutrientes.
- Evolución de la conductividad eléctrica.
- Evolución de la estructura y la permeabilidad.
- Cambios en el régimen de humedad.

Variaciones en el contenido en nutrientes, en la concentración total de sales o en el régimen de humedad de un suelo pueden hacer que las comunidades vegetales soportadas varíen sustancialmente, dando lugar por ejemplo a la aparición de plantas nitrófilas donde en principio no debería haberlas o a la desaparición de otras plantas que tradicionalmente se encuentran en ese suelo y que son incapaces de adaptarse a la nueva situación, así como la fauna asociada a estas últimas. Por otro lado, la modificación en la estructura, además de tener efectos directos sobre las comunidades vegetales, determina la capacidad de un suelo para almacenar y transmitir agua, y con ello la cantidad de agua que llegará al acuífero. Esta capacidad de retención del agua también condiciona la calidad de esta, cuanto más tiempo quede retenida mayor contacto habrá entre el suelo y el agua, luego la depuración será mayor.

El régimen hídrico del suelo se verá modificado mientras dure su empleo como lecho depurador, retornando a las condiciones originales, en mas o menos tiempo, una vez abandonado.

Para expresar la vulnerabilidad de forma cuantitativa en función de estos parámetros se proponen como indicadores los siguientes:

- a) Capacidad de acumular de forma disponible los tres macronutrientes esenciales: nitrógeno, fósforo y potasio.
 - Suelos con capacidad de cambio catiónico elevada son capaces de retirar de forma casi irreversible cantidades apreciables de potasio, de forma que su disponibilidad para la absorción por las plantas no varía a pesar de que el agua residual pueda aportar cantidades significativas, es el caso de Dehesas de Guadix.
 - Con la aplicación del agua residual el nitrógeno entrará en el suelo en forma de amonio, que puede liberarse a la atmósfera u oxidarse a nitrato, que a su vez, puede ser utilizado por las plantas. En los suelos en los que el exceso de nitrato no produce cambios apreciables en la capacidad ecológico / ambiental del mismo, bien porque se recicle o bien porque se transmita hacia el agua subterránea, la vulnerabilidad será baja. Esto último es lo que ocurre en Dehesas.
 - Una parte del fósforo puede ser asimilada por los vegetales condicionando la asimilación de otras sustancias, pero en su mayoría precipita en forma inorgánica no suponiendo problema alguno. En Dehesas de Guadix el fósforo es retirado en los primeros centímetros y no afecta significativamente la capacidad ecológico/ambiental.

b) Tendencia a acumular o lixiviar sales.

- La aplicación del agua residual al suelo puede originar, bien un lavado del perfil, si la salinidad del suelo es más alta que la del agua o bien una salinización, cuando el agua contiene más sales que el suelo, en ambos casos se trataría de suelos con una alta vulnerabilidad, dado que sus condiciones originales se verán profundamente alteradas.
- En los casos en que tanto el agua como el perfil del suelo tengan una conductividad eléctrica semejante, como ocurre en Dehesas, el suelo será menos vulnerable, dado que sus condiciones no cambiarán con el paso del agua residual.

c) Capacidad de mantener su estructura original. Estará determinada por la cantidad y tipo de arcillas, de materia orgánica y de sodio presentes en el suelo.

- Si la materia orgánica se mineraliza eficazmente estructura el suelo debido a la formación de agregados, y hace que la superficie se mantenga mullida y aireada.
- Respecto al sodio, si se encuentra en cantidades importantes, desplaza al calcio y al magnesio en el complejo arcillo-húmico, lo que produce la dispersión de las partículas finas que forman los agregados, originando una desagregación de la estructura. Por tanto serán más vulnerables aquellos suelos que posean poca materia orgánica y sean pobres en calcio y magnesio. Es importante, por tanto conocer el contenido de materia orgánica del suelo y la relación $(Ca+Mg)/Na$, ya que nos informarán acerca de la capacidad que tiene para mantener su estructura.

d) La permeabilidad.

- Un suelo muy permeable se verá poco afectado por el paso del agua residual a través de él dado que prácticamente no interaccionará con ésta.
- En un suelo poco permeable el agua quedará retenida más tiempo por lo que la interacción será mayor y por tanto también la alteración del mismo, luego tenderá a ser más vulnerable.

Propuesta de indicadores de vulnerabilidad sobre el agua subterránea

El objetivo de la IDT, como el de cualquier sistema de depuración mediante el terreno es que la calidad del agua depurada que llegue al acuífero sea lo más parecida posible a la del agua subterránea. Esto implica que no debe contener cantidades importantes de nitrógeno, fósforo ó potasio, o, al menos, cantidades superiores a las que posee el agua subterránea de forma natural, especialmente si la concentración de alguno de ellos ya es alta. De igual modo, las especies químicas en las que lleguen estas sustancias deberán ser las mismas que las que se encuentran ya en el agua subterránea de forma natural. Tampoco deben llegar bacterias ni materia orgánica al acuífero.

Según estas premisas, como indicadores de vulnerabilidad en el agua subterránea han sido seleccionados:

- a) Concentración de nitratos, nitritos, fosfatos y potasio. Un agua subterránea será vulnerable si encontramos nitratos, fosfatos ó potasio en concentraciones superiores a

las que posee el agua subterránea natural, lo que indicaría que el exceso proviene del proceso de tratamiento.

- El nitrato en el agua subterránea se comporta como conservativo por lo que si llega en mayor cantidad de la deseada se acumulará. Un agua en la que el proceso de infiltración aumente las cantidades de nitrato será vulnerable.
 - En ocasiones en que el suelo es muy permeable, el fósforo puede no precipitar en el perfil y llegar al agua subterránea. En este caso el agua subterránea sería muy vulnerable, dado que indicaría que el proceso de depuración no va a ser todo lo eficaz que sería deseable.
 - La presencia de nitritos también es signo de alta vulnerabilidad del acuífero.
- b) Ausencia de bacterias y materia orgánica. El agua subterránea será muy vulnerable si el proceso de filtrado a través el suelo no es eficaz y se encuentra presencia de bacterias o materia orgánica en ella. La presencia o ausencia tanto de bacterias como de materia orgánica está también íntimamente ligado a las condiciones de aerobiosis y anaerobiosis, que están relacionados a su vez con los ciclos de humectación y secado del proceso; al igual que la presencia o no de nitrógeno y de fósforo.
- c) Permeabilidad del suelo. Si el suelo es muy permeable, será poco vulnerable, por el contrario, el agua subterránea sí será muy vulnerable, dado que los contaminantes que se viertan con el agua residual no quedarán retenidos en el suelo sino que pasarán al acuífero.

Propuesta de indicador de vulnerabilidad del agua superficial

Los únicos indicadores que se propone para el agua superficial son la existencia o no de conexión con el agua subterránea y el tiempo de tránsito. El agua superficial será vulnerable siempre y cuando exista conexión hídrica con el agua subterránea, con un tiempo de tránsito menor de 60 días. Para evaluar esta posibilidad es necesario realizar un estudio hidrogeológico adecuado.

6.4.- IMPACTO AMBIENTAL E ÍNDICES DE IMPACTO PROPUESTOS PARA SISTEMAS DE IDT

Impacto de las aguas residuales sobre el medio ambiente

La descarga de aguas residuales al medio produce efectos nocivos sobre la vida acuática, la población y la calidad de las aguas subterráneas y superficiales, comprometiendo su uso. Los residuos sólidos contenidos en el agua residual se depositan sobre la vegetación de ribera, así como sobre el fondo y las orillas de los cauces de los ríos, además, se produce un descenso del oxígeno disuelto en el agua debido a la descomposición de la materia orgánica y compuestos amoniacales procedentes del agua residual, lo que origina la producción de malos olores, también se produce la proliferación de insectos y organismos patógenos transmisores de enfermedades. Si las aguas residuales son de carácter urbano, los importantes aportes de fósforo y nitrógeno pueden llegar a eutrofizar las aguas del río sobre el que se vierten y si son de carácter industrial además pueden contener sustancias fuertemente contaminantes y de difícil eliminación que pueden provocar efectos aún mas nocivos sobre este ecosistema. Estos efectos se ven acentuados con el aumento de la temperatura.

Parte de esta contaminación por aguas residuales llega al agua subterránea al infiltrarse a través de la zona no saturada, contaminando los acuíferos o, en el mejor de los casos, limitando el uso del agua contenida en ellos. Además, en general, el terreno inmediatamente contiguo a la descarga de aguas residuales recibe un importante impacto ambiental, dado que, por una parte se produce una disminución del valor del suelo, y por otra se hace imposible su ocupación como área de desarrollo urbano. No es posible ejecutar sobre este terreno proyectos inmobiliarios, turísticos o de otra naturaleza, quedando limitado incluso el desarrollo agrícola por el foco infeccioso que pueda generar esa situación en su entorno.

Adicionalmente, otro sector afectado por la descarga de aguas residuales, lo constituyen las viviendas existentes aguas abajo de la zona de descarga, que sufren los malos olores procedentes de las aguas residuales, especialmente si el viento dominante sopla en esa dirección.

En vista de los efectos que produce el vertido incontrolado de aguas residuales al medio, se ha desarrollado gran cantidad de normativa con objeto de evitarlos, procurando así que el impacto ambiental producido por el agua residual sea el mínimo posible cuando no pueda ser nulo. De esta manera, la Directiva 91/271/CEE obliga a la instalación de sistemas de depuración en todas las poblaciones, en unos plazos mas o menos inmediatos, pero, en todo caso, antes del 31 de diciembre de 2005, a más tardar.

Respecto a la normativa sobre impacto ambiental, el grupo 8 del anexo I de la Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de Junio de Evaluación de Impacto Ambiental, establece que deberán someterse a evaluación de impacto ambiental las plantas de tratamiento de aguas residuales cuando se dé 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.

Además, las comunidades autónomas con competencia en la materia han confeccionado, tomando como base la normativa estatal su propia normativa que, en muchas ocasiones, es más restrictiva que la legislación de base.

No obstante, para el caso de los sistemas de depuración mediante el terreno no existe, por el momento, normativa reguladora específica. La legislación existente habla en todos los casos de poblaciones grandes o de vertido a medios acuáticos, pero no se regula el impacto que pueda causar este tipo de sistema de depuración en el que el agua es aplicada al suelo y en el que, si el proceso no se realiza adecuadamente puede comprometer el uso tanto del suelo en el que se infiltra como del agua subterránea y superficial a la que acabará llegando. En este sentido, el objetivo de este apartado es estudiar los impactos que pueden ocasionar los sistemas de infiltración directa sobre el terreno, centrándonos en lo concerniente al impacto sobre el suelo, la zona no saturada y el medio hídrico, dado que, como se ha puesto de manifiesto en el apartado anterior son los factores ambientales que mayor riesgo corren de sufrir impacto debido a esta actividad.

En Fernández-Jurado et al (2001), se presentó un estudio de impacto ambiental del sistema de depuración mediante IDT de Dehesas de Guadix, con objeto de que sirviera como modelo

para la realización de un estudio de estas características para sistemas de IDT. Fue en este momento en que se detectó la ausencia de indicadores para la cuantificación del impacto ambiental que se adaptaran a un sistema de estas características y se planteó la necesidad de proponer un sistema que se adaptara a este tipo de instalaciones de depuración y en general a aquellos que usan el suelo como filtro depurador, en especial para el suelo y el medio hídrico.

Impactos ambientales de las estaciones depuradoras de aguas residuales

Las depuradoras de aguas residuales producen en general una serie de impactos mas o menos comunes a todas ellas, independientemente de los impactos propios que cada sistema pueda presentar. Estos impactos comunes, y que por tanto también se pueden producir en un sistema de IDT, se pueden resumir en los siguientes:

Impactos sobre el aire

Emisión de olores desagradables, de hidrocarburos y otros contaminantes de origen orgánico, generados por la degradación de la materia orgánica de las aguas residuales durante la fase de explotación.

Emisiones de ruido y polvo debidos a los movimientos de la maquinaria de construcción, así como por la carga y descarga de materiales.

Impactos sobre el agua superficial y subterránea

La calidad del efluente una vez tratado puede no ser igual a la del curso fluvial al que se vierte (puede ser mejor o peor), incluso sus características físico-químicas pueden ser sustancialmente diferentes. Esto puede producir impacto sobre la vegetación, la fauna y el paisaje, así como sobre usos como la pesca y actividades recreativas relacionadas con la red hidrológica.

Puede también que debido a fallos puntuales de la instalación, a veces no se obtengan los rendimientos esperados aguas abajo.

En sistemas de depuración en que el agua depurada se vierte a una red fluvial, se puede producir impacto sobre la misma si ocurre alguno de los supuestos siguientes:

- Cuando la energía de las aguas pueda suponer un aumento local de la erosión o del riesgo de inundación.
- Cuando el origen del vertido es externo a la cuenca, el caudal circulante aguas abajo será superior al natural, con lo que se producirá un aumento del riesgo de inundación y de la erosión, cuya intensidad dependerá de la morfología de la red hidrográfica.
- Cuando las variaciones de los caudales vertidos sean bruscas, los ecosistemas, incapaces de adaptarse a esta variabilidad, van a verse seriamente afectados.

En el caso de las instalaciones de tratamiento mediante el terreno el impacto se centra en la variación de la calidad de las aguas subterráneas y de las superficiales con ellas conectadas.

Impacto sobre el suelo

La calidad del suelo se puede ver afectada durante la fase de construcción por la ocupación, destrucción y alteración del suelo debido a los movimientos de tierra y la circulación de la maquinaria, preparación del terreno, cimentación y edificación. Si al final de la vida útil de la instalación está previsto su desmantelamiento, aunque se restituya el lugar a su estado original, dependiendo de las operaciones realizadas puede haber una modificación de la calidad del sustrato.

El suelo puede verse contaminado bien por filtraciones provocadas por un mal funcionamiento de la instalación o, en el caso de los tratamientos mediante el terreno por la aplicación directa de agua residual, ya que éste actuará como filtro depurador.

Impactos sobre la vegetación

La construcción de vías de acceso y de la propia instalación implica la desaparición directa de la vegetación en las áreas afectadas por dichas acciones.

Los impactos indirectos más importantes provienen de la modificación de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales o de la dinámica fluvial en la fase de explotación. También como consecuencia de la contaminación de los suelos.

Impactos sobre la fauna

Son provocados como consecuencia de la modificación directa del hábitat ocupado por la instalación, destrucción y empobrecimiento de la vegetación, modificaciones de los parámetros de calidad de las aguas y de la dinámica del curso fluvial en el que se vierten las aguas, ruido, construcción de barreras físicas que reduzcan la movilidad de la fauna, como la interposición de la planta en las rutas de acceso de la fauna al río.

Todos estos impactos traen como consecuencia la disminución de la capacidad del entorno para producir alimentos y lugares de refugio adecuados, la sustitución de unas comunidades por otras capaces de adaptarse mejor a las nuevas condiciones, introducción de problemas sanitarios en las especies y producción de molestias en las diferentes fases del ciclo vital.

Un impacto positivo puede ser la generación de un nuevo hábitat en el punto de vertido capaz de proporcionar alimento a la avifauna acuática, aunque no refugio ni condiciones adecuadas para la cría.

Impactos sobre el patrimonio geológico

Puede producirse si la localización de la instalación coincide con yacimientos paleontológicos o puntos de interés geológico.

Impactos sobre el paisaje

Cualquier acción que destruya o modifique la vegetación supondrá asimismo un impacto sobre el paisaje.

Tanto los viales de acceso como la propia instalación depuradora introducen formas discordantes con las ondulaciones del terreno. Asimismo se produce un contraste cromático con el entorno por el color de la propia instalación y por la presencia de zonas desnudas de vegetación.

Es común que la planta se sitúe en el fondo de un valle, próxima al curso fluvial al que vierte finalmente el efluente. Esta posición orográfica puede hacer que el impacto sea mayor, especialmente cuando hay un núcleo urbano o vías de comunicación relativamente próximas.

Impactos socioeconómicos

Aspectos relacionados con la aceptabilidad social del proyecto. Generalmente la población da su aprobación a la construcción de la depuradora, aunque protestará cuando la localización sea próxima a su residencia.

Incremento de empleo. Durante la fase de construcción se produce un incremento del empleo directo e indirecto. Durante la fase de explotación el empleo directo es escaso, pero puede haber un incremento del empleo indirecto especialmente cuando la instalación elimina un problema que impedía o al menos condicionaba el potencial de desarrollo de la zona de servicio.

Mejora del nivel de vida como consecuencia de la mejora de las condiciones medioambientales, aunque puede haber afecciones puntuales a la población si la instalación produce malos olores o ruidos.

El caso de la IDT

En el caso de la IDT los impactos más graves que pueden producirse son consecuencia del vertido del agua residual al lecho filtrante, lo que puede ocasionar:

- La alteración del suelo y de la zona no saturada por acumulación y transformación de los contaminantes. Esto puede dar lugar a la pérdida de la capacidad de uso potencial o futuro de ese suelo, fundamentalmente, recreativo o agrícola.
- Afección del agua subterránea, receptora en última instancia del vertido que a su llegada al acuífero puede tener una composición muy diferente a la original, fundamentalmente si el agua de abastecimiento no procede del propio acuífero. Si el proceso de depuración no se ha realizado adecuadamente además puede producirse contaminación que comprometa el uso del recurso subterráneo.
- Cuando existan puntos de surgencias del agua subterránea en algún punto aguas abajo del sistema de IDT el agua que se está vertiendo y que llega a la zona saturada puede salir por esos puntos afectando al agua superficial, llegando a comprometer su uso cualquiera que sea, especialmente si es para consumo, regadío o recreo.

Todo lo anterior no exime de que puedan producirse otro tipo de impactos como los citados en el apartado anterior.

Propuesta de indicadores de impacto ambiental y funciones de transformación

El impacto sobre un factor o componente ambiental es, como ya se ha mencionado, la diferencia entre la evolución de tal factor “con” y “sin” la acción humana que origina la

alteración. A veces la diferencia del propio factor alterado representa bien el impacto, pero frecuentemente es preciso recurrir a otros índices a los que se denomina indicadores.

Por indicador de impacto ambiental se entiende la expresión medible de un impacto ambiental, aquella variable simple o expresión más o menos compleja que mejor representa la alteración, un indicador pues, debe ser capaz de representar numéricamente el estado del factor que pretende valorar. Es pues un mecanismo que se adapta para cuantificar un impacto (Gómez Orea, 2000).

No debe confundirse el concepto de indicador de impacto ambiental con el de indicador ambiental aunque están muy relacionados, este último se puede definir como parámetros o valores derivados de los parámetros que proporcionan información sobre el estado actual de los ecosistemas, así como patrones o tendencias en el estado del medio ambiente, en las actividades humanas que afectan o están afectadas por el medio ambiente o sobre las relaciones entre tales variables (Gómez Orea, 2000).

Los indicadores de impacto vienen expresados en unidades heterogéneas, inconmensurables, por tanto requieren ser transformados en unidades homogéneas, adimensionales, para hacerlos comparables. Es la condición necesaria para jerarquizar los impactos y totalizar la alteración que introduciría la actividad en el medio o en un determinado componente ambiental en concreto.

Esta transformación en unidades homogéneas se realiza mediante funciones de transformación que representan las relaciones entre la magnitud de cada indicador, medida en las unidades propias de cada uno de ellos, y su calidad ambiental expresada ya en unidades comparables. Dicha relación se puede representar mediante un sistema de coordenadas en cuyo eje de abscisas se dispone la magnitud del indicador ambiental y en el de ordenadas el valor ambiental estandarizado entre 0 y 1. La relación puede venir expresada por una línea quebrada de tramos rectos que unen los puntos de valor conocido o ajustarse a una curva (Gómez-Orea, 1999).

Las funciones de transformación, para poder ser aceptadas como herramientas de evaluación de calidad ambiental deben construirse justificando adecuadamente sus características. Además es necesario hacer una comprobación de su consistencia verificando que cumple los siguientes criterios:

- a) *No han de ser ambiguas*, a cada valor del indicador de calidad ambiental debe corresponder un único valor para el índice de calidad.
- b) *El rango de aplicación ha de ser suficiente*, la función debe dar respuesta a todo el rango en el que el indicador pueda variar, de forma natural o alterada por la acción del hombre.
- c) *La respuesta ha de ser proporcional*, la función de transformación debe reflejar con la mayor fidelidad posible la relación existente entre la variación del indicador y las consecuencias ambientales derivadas de ello, o dicho de otra forma, si la variación del indicador no produce ninguna consecuencia medible en el sistema no puede hablarse de modificación de la calidad ambiental y no puede ser reflejado en la curva. Este criterio implica la necesidad de justificar la variación de calidad ambiental mediante parámetros medibles diferentes al indicador con el que se ha construido la curva.
- d) *Adaptación al escenario*, no son aceptables “funciones universales” válidas en cualquier circunstancia. Las funciones han de ser construidas teniendo en consideración las características particulares del sistema analizado.

- e) *Reciprocidad*, es decir, la función debe reflejar cuantitativa y cualitativamente la respuesta del sistema a la agresión, no basta con que la curva empleada sea capaz de “seguir tendencias”, debe cuantificarlas con suficiente seguridad.
- f) *Especificidad*, no solo el indicador debe ser específico del proceso evaluado, la forma de la función de transformación también.

Una vez que los valores de los diferentes indicadores de impacto ambiental están expresados en unidades homogéneas, comprendidas entre 0 y 1, ya pueden ser comparados. Se puede de esta manera determinar si se ha producido pérdida del valor de la componente ambiental (impacto negativo) o ganancia (impacto positivo).

Esta homogeneización de los valores de los indicadores hace posible la construcción de índices de impacto ambiental, mediante los cuales los indicadores ambientales se relacionan entre sí. Los índices de impacto ambiental se pueden definir como el producto de una manipulación matemática de un grupo de valores de indicadores definidos con relación a un estándar o valor deseable. Se puede decir que son los límites cuantitativos de los indicadores. Los índices que conciernen a la acción del hombre sobre el entorno se restringen, fundamentalmente, al uso del medio o de los componentes ambientales (Moleiro L.F, 2003). La aplicación de estos índices ofrece una idea muy precisa del estado de un sistema natural en general o de alguno de sus componentes en particular.

La elección de los indicadores se ha llevado a cabo siguiendo el criterio de la afección al uso actual o potencial del suelo y la zona no saturada y del medio hídrico (en especial el agua subterránea), que como ya ha quedado suficientemente justificado, son los componentes ambientales que podrían verse más afectados por este tipo de instalaciones.

En el caso de la instalación de IDT de Dehesas de Guadix, el agua subterránea que puede verse afectada por la instalación se emplea actualmente únicamente en agricultura, aunque es posible que pudiera llegar a tener otros usos, principalmente para el abastecimiento de casas aisladas. Por otra parte, el agua cumple con su función ambiental al integrarse en el ciclo hidrológico, en este sentido, hay que tener en consideración que la Fuente de las Nieves constituye un punto en el que el agua subterránea se incorpora al río Guadahortuna.

Extrapolando este caso a las condiciones generales de los usos más sensibles que podrían darse al agua subterránea en el entorno del sistema de IDT, los tres posibles usos más sensibles que pudieran producirse serían el agrícola, el abastecimiento y el ambiental. Por tanto los índices propuestos se referirán a estos tres posibles usos.

Respecto al suelo, durante la vida útil de la instalación actuará como lecho filtrante y una vez abandonada la instalación y restaurada la zona a su estado original podría usarse como suelo agrícola, forestal o urbano. De todos estos usos que se le puedan dar el más sensible será el agrícola. Por tanto los indicadores e índices de impacto que se propondrán a continuación tratarán de evaluar la afección al suelo del sistema de IDT desde el punto de su uso actual y de su uso futuro como suelo agrícola.

6.5.- INDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL SOBRE EL AGUA SUBTERRÁNEA PARA SISTEMAS DE DEPURACIÓN MEDIANTE IDT

El destino último de las aguas residuales depuradas mediante IDT es la recarga del acuífero subyacente a la instalación, esto convierte al agua subterránea en la componente ambiental más sensible, siendo su uso más sensible el agrícola y, por supuesto, el abastecimiento.

Con objeto de evaluar el impacto sobre el agua subterránea desde el punto de vista de estos dos usos más sensibles se ha desarrollado un sistema de indicadores de impacto ambiental para cada uno de ellos que dará lugar a un índice de impacto del sistema sobre el agua subterránea desde el punto de vista de la afección a su uso agrícola y a su uso como abastecimiento.

6.5.1.- Análisis de la componente agua subterránea desde el punto de vista agrícola

El desarrollo normal de las plantas necesita de un aporte suficiente de agua que permita mantener su equilibrio hídrico, además, el agua es el medio de transporte de los nutrientes desde las raíces hasta los diversos órganos vegetales, por tanto, el agua debe cumplir con unos criterios mínimos de calidad que garanticen la salud y nutrición vegetal.

La calidad de un agua para su empleo en agricultura depende tanto de factores cuantitativos (dotación de riego, calendario de disponibilidad para la aplicación del agua) como de aspectos cualitativos. Los aspectos cualitativos a su vez, pueden agruparse en dos grandes apartados, por una parte los referidos al equilibrio hídrico de la planta, el agua debe mantener una presión osmótica por debajo de un límite a partir del cual no puede ser aprovechada por el sistema radicular, y por otra parte los que tienen que ver con la presencia de elementos tóxicos que dificultan o incluso impiden el normal desarrollo vegetal.

La selección de los indicadores de impacto, que se recogen en la tabla 6.1, se ha realizado en función de esos aspectos cualitativos.

Tabla 6.1. Indicadores de impacto sobre la calidad de las aguas subterráneas desde la perspectiva del uso agrícola.

Indicador	Parámetro	Unidad
Salinidad total	Conductividad Eléctrica	$\mu\text{S/cm}$
Riesgo de sodificación	Índice de absorción del sodio (SAR)	
Cloruro	Cl	mg/L
Sodio	Na	mg/L
Boro	B	mg/L
Nitrógeno en forma de nitrato	N NO ₃	mg/L

A continuación se presenta cada uno de los indicadores de impacto ambiental con su correspondiente justificación y su función de transformación propuesta:

Salinidad

La salinidad es uno de los parámetros individuales más importantes a la hora de evaluar la idoneidad del agua para el riego, su valor se determina generalmente de forma indirecta, mediante la medida de la conductividad eléctrica de la solución, pues esta varía de forma casi lineal con el contenido en sales disueltas si la proporción de los diferentes iones se mantiene constante y el rango de concentraciones medidas no es muy grande.

A medida que aumenta la salinidad del agua disponible para la planta, también lo hace la posibilidad de que aparezcan problemas en el cultivo, como consecuencia de la presión osmótica elevada que la alta concentración salina provoca (la planta no es capaz de absorber agua del suelo). La salinidad, es pues, uno de los parámetros individuales más importantes que se emplean a la hora de determinar la idoneidad de un agua para el riego.

Aunque la acumulación de sales en la zona radicular dependa del balance entre las sales aportadas y eliminadas mediante lavado o absorción, a largo plazo las sales aportadas han de igualar a las sales eliminadas. Cuando esto no es así puede producirse un estado de deficiencia si el lavado es excesivo, o un problema de exceso de salinidad o de toxicidad en el caso de que el lavado sea insuficiente.

La eliminación de las sales del suelo se facilita dado que la mayoría de las que se aportan con el agua de riego son solubles y por tanto fácilmente lavables con el agua que el cultivo no utiliza.

Los criterios de clasificación de las aguas de riego según su salinidad son muy diversos pero los dos más empleados son los propuestos por la FAO (FAO, 1976) y las normas Riverside. La norma FAO, de uso muy extendido, clasifica las aguas en tres grupos (< 700 $\mu\text{S/cm}$; 700-3000 $\mu\text{S/cm}$ y > 3000 $\mu\text{S/cm}$) presenta como principal inconveniente su excesiva simplicidad, que no permite hacer matizaciones según tipo o sensibilidad de los cultivos. La norma Riverside distingue cinco grupos (tabla 6.2), y al ser menos restrictiva se adapta mejor a las características de los cultivos y aguas empleados en regiones mediterráneas.

Un defecto común a todas estas clasificaciones es no tener en cuenta la sensibilidad del cultivo por lo que su aplicación práctica, más allá de recomendaciones generales es delicada. De hecho es fácil encontrar ejemplos de cultivos muy bien desarrollados y productivos regados con aguas consideradas como inadecuadas por su elevada salinidad.

Tabla.6.2. Clasificación de la calidad agronómica del agua de riego según su salinidad (norma Riverside) y correspondencia con el valor de calidad ambiental asignado.

Salinidad ($\mu\text{S/cm}$)	Calidad para riego	Calidad Ambiental
< 250	Agua de baja salinidad, apta para el riego en todos los casos. Pueden existir problemas sólo en suelos de muy baja permeabilidad.	1
250 – 750	Aguas de salinidad media, apta para el riego. En ciertos casos puede ser necesario emplear volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad.	1
750 – 2250	Aguas de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.	1 – 0,4
2250 – 4000	Aguas de salinidad muy alta que en muchos casos no es apta para el riego. Sólo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje, empleando volúmenes en exceso para lavar las sales del suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.	0,4 – 0,2
4000 – 6000	Agua de salinidad excesiva, que sólo debe emplearse en casos muy contados, extremando todas las precauciones apuntadas anteriormente.	0,2 – 0,1
6000 – 10000	Agua de salinidad excesiva, no es aconsejable para el riego	0,1 – 0

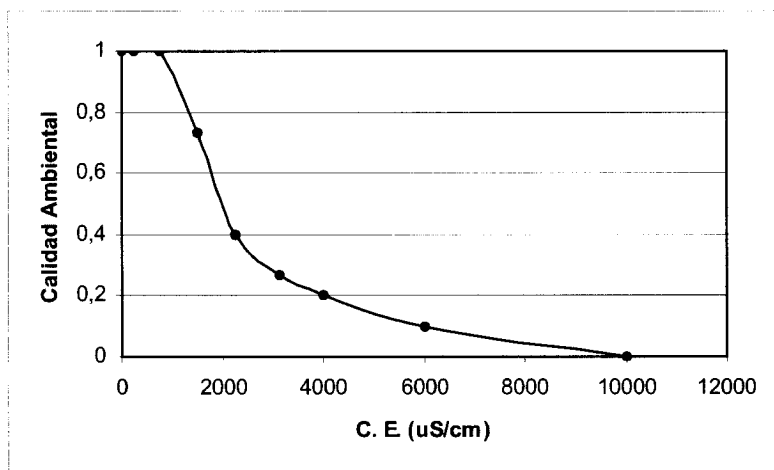


Fig 6.2. Función de transformación conductividad eléctrica / calidad ambiental según la norma Riverside.

En la figura 6.2 se muestra la función de transformación propuesta. Se ha seguido el criterio Riverside, asignando una calidad ambiental óptima a aquellas aguas de baja salinidad adecuadas para cualquier tipo de cultivo sin restricciones especiales de uso o manejo del suelo, disminuyendo la pendiente de la curva con niveles elevados de salinidad, en la zona en la que cultivos resistentes y riegos intensivos con exceso de drenaje permiten emplear

aguas de salinidades elevadas en un amplio margen de concentraciones.

Risgo de sodificación

La sodificación del suelo puede provocar graves problemas de impermeabilización, sobre todo si no existe un exceso de calcio y magnesio para compensarlo. En estos casos el sodio desplaza al calcio en el complejo de cambio arcillo-húmico, produciendo una dispersión de las partículas finas que forman los agregados del suelo, degradando su estructura, y con ello disminuyendo la permeabilidad y la aireación del suelo.

El término infiltración se refiere a la entrada de agua en el suelo. La permeabilidad por otra parte, se refiere más a la precolación a través del suelo de ese agua infiltrada. Dado que el problema relacionado con la calidad del agua se debe a la dificultad de ésta para entrar y moverse en los primeros centímetros del suelo, se ha elegido el término infiltración en vez del de permeabilidad, por ser más adecuado a este contexto (Ayers y Wescot, 1985).

Aunque los valores de la infiltración del agua en el suelo varían ampliamente y pueden estar muy influenciados por la de calidad del agua de riego, hay factores del suelo, como la estructura, el grado de compactación, el contenido en materia orgánica y su composición química que influyen también de manera importante (Ayers y Wescot, 1985).

Una velocidad de infiltración menor de 7,2 cm/día se considera muy baja mientras que valores superiores a 28,8 cm/día son relativamente altos para cubrir las necesidades hídricas del cultivo. En el primer caso, cuando los valores normales de infiltración para el agua aplicada se reducen apreciablemente, ésta permanece en la superficie del suelo demasiado tiempo o se filtra tan lentamente que no puede abastecer el cultivo suficientemente. En el segundo caso, se perderán importantes cantidades de agua que no serán aprovechables por los cultivos al no quedar retenida en la zona radicular durante el tiempo suficiente como para que pueda ser absorbida por las plantas.

Los parámetros más comunes de la calidad del agua que influyen en los valores normales de infiltración son la salinidad del agua y su contenido relativo de sodio respecto al de calcio y al de magnesio. Un agua con alta salinidad puede aumentar la infiltración. Un agua con baja

salinidad o alta relación sodio/calcio puede disminuir la infiltración. Ambos factores pueden operar al mismo tiempo (Ayers y Wescot, 1985).

El exceso de sodio puede hacer que el cultivo sufra problemas debido a la saturación temporal de la superficie del suelo, formación de costras, enfermedades, malezas, falta de oxígeno y nutrientes y problemas con la salinidad (Carricaburu, 1999).

El peligro de producir sodicidad en el suelo está relacionado con la acumulación de sodio intercambiable en el mismo, lo cual produce un deterioro de la estructura y la permeabilidad. El riesgo de un agua de producir sodicidad en el suelo ha sido expresado a través de diferentes índices. Kovda (1973), resumió las alternativas propuestas por diferentes especialistas. El índice más usado es la relación de sodio intercambiable (SAR), propuesto por Richards (1954), que a pesar de ser empírico es ampliamente empleado por su relación con el porcentaje de sodio intercambiable (Báez, 2002).

El SAR es un parámetro que refleja la posible influencia del ión sodio sobre las propiedades del suelo, ya que tiene efectos dispersantes sobre los coloides del suelo y afecta a la permeabilidad. Sus efectos no dependen sólo de la concentración en sodio sino también del resto de los cationes. Se basa en una fórmula empírica que relaciona los contenidos de sodio, calcio y magnesio y que expresa el porcentaje de sodio de cambio en el suelo en situación de equilibrio (este índice denota la proporción relativa en que se encuentra el sodio respecto al calcio y magnesio, cationes divalentes que compiten con el sodio por los lugares de intercambio del suelo) (Mujeriego, 1990).

$$\text{SAR} = \text{Na} / ((\text{Ca} + \text{Mg})/2)^{1/2}$$

Si en un agua predomina el ión sodio, inducirá cambios de calcio y magnesio por sodio en el suelo, lo que podría llevar a la degradación de éste, con la consiguiente pérdida de estructura y permeabilidad (Mujeriego, 1990).

No obstante, no es esperable que se produzcan problemas de permeabilidad si el SAR está por debajo de 10 siempre que el agua de riego no tenga bajo contenido en salinidad (Carricaburu, 1999).

Cuando el porcentaje de sodio intercambiable excede del 10%, las partículas minerales tienden a dispersarse haciendo que la infiltración del agua disminuya, cuando es superior a 15% es muy probable la aparición de problemas graves de permeabilidad y cuando se supera el 30% el suelo carece totalmente de estructura. (Carricaburu, 1999).

Generalmente, la salinización conduce a un incremento del porcentaje de sodio intercambiable (PSI), debido a que las sales de sodio, que son más solubles en la naturaleza, pueden mantenerse en solución aún en concentraciones muy elevadas. El incremento gradual del PSI, consecuencia del incremento de la concentración de sodio en la solución del suelo, se denomina proceso de sodificación. La intensidad del proceso depende de la concentración de sales del agua aplicada al suelo, de la cantidad de agua agregada por unidad de tiempo y de la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Richards, 1954; Rhoades, 1972; Ayers y Wescot, 1985; Anderson et al, 1972 en Báez, 1999).

Por otro lado, cuando el contenido en sales del agua es bajo (menor de 0,5 dS/m y especialmente cuando es menor de 0,2 dS/m) produce efectos corrosivos. En este caso el agua

disuelve y lixivia muchos de los minerales solubles, incluyendo el calcio, de la superficie del suelo, reduciendo la fuerte influencia estabilizadora de éste sobre los agregados y la estructura del suelo. Sin sales y sin calcio el suelo se dispersa y las partículas finas dispersadas rellenan los poros, haciendo que se reduzca considerablemente la capacidad de infiltración de la superficie del suelo (Ayers y Wescot, 1985).

Ayers y Wescot, (1985) proponen una forma de determinar la calidad de las aguas de riego respecto a los problemas de infiltración que puedan causar, tabla 6.3. Para ello se valen de dos parámetros, el SAR y la conductividad eléctrica y en función de los valores de ambos determina el grado de restricción del agua de riego. Estos valores fueron adaptados de Rhoades, (1977) y Oster y Schroer, (1979).

Tabla 6.3. Clasificación de la calidad de las aguas de riego en función del SAR y de la C.E.

	Riego sin restricciones	Riego con restricciones de ligeras a moderadas	Riego con restricciones severas
SAR	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		
0-3	> 700	700-200	<200
3-6	>1200	1200-300	<300
6-12	>1900	1900-500	<500
12-20	>2900	2900-1300	<1300
20-40	>5000	5000-2900	<2900

Se puede apreciar cómo a un valor del SAR dado, los valores de la infiltración aumentan al aumentar la salinidad del agua.

El riego sin restricciones implica una capacidad de infiltración adecuada. Cuando las restricciones son de ligeras a moderadas, la capacidad de infiltración empieza a disminuir y en el caso del riego con restricciones severas la capacidad de infiltración ya es lo suficientemente baja como para causar serios problemas al suelo y por tanto al cultivo.

Siguiendo el criterio establecido por la FAO (Ayers y Wescot, 1985), se presenta como indicador para evaluar el de impacto sobre el agua subterránea desde el punto de vista de la afección a su uso agrícola, la capacidad de infiltración, evaluada ésta a través del SAR y de la conductividad eléctrica. El SAR se ha dividido en 5 intervalos, tal y como establece la FAO. Estos valores se presentan en la tabla 6.4 y para cada intervalo se ha establecido un rango de conductividades eléctricas y a cada valor se la ha asociado un valor de calidad ambiental y de impacto ambiental.

Tabla 6.4. Valores de calidad ambiental (CA) y correspondencia con los valores de impacto (IA) en función del índice SAR y la conductividad eléctrica.

SAR = 0-3		SAR = 3-6		SAR = 6-12		SAR = 12-20		SAR = 20-40		
C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C. A.	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C.A.	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C.A.	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C.A.	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C.A.	I.A.
200	0	300	0	500	0	1300	0	2900	0	Alto
400	0,75	750	0,7	1200	0,65	2100	0,6	3950	0,55	Medio
700	1	1200	1	1900	1	2900	1	5000	1	Bajo

Se obtiene así una colección de curvas (fig 6.3) que se desplazan hacia la derecha a medida que el SAR aumenta, esto se debe a que según aumenta el contenido en sodio del agua se requiere mayor salinidad para contrarrestar su efecto sobre la estructura del suelo y equilibrar el complejo de cambio. A su vez la pendiente de la curva es más tendida cuanto mayor es la conductividad del agua.

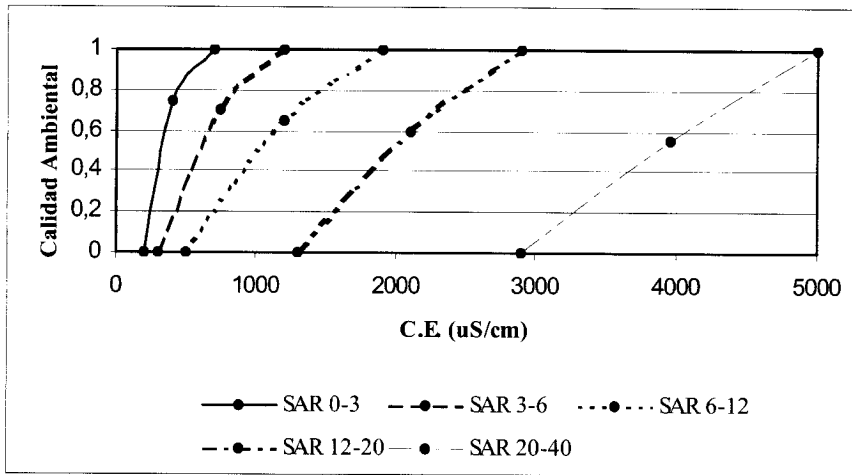


Figura 6.3. Función de transformación conductividad eléctrica / calidad ambiental en función del SAR para determinar el riesgo de sodificación.

disponibilidad de agua para la planta. Se producen cuando un ión absorbido se acumula en las hojas, por efecto de la transpiración, hasta un nivel que daña la planta. Este tipo de afección es la más común pero la toxicidad también puede afectar a otros órganos. El grado de daño depende del tiempo, la concentración, la sensibilidad del cultivo y el consumo de agua. Los iones de las aguas de riego que pueden causar daño en forma individual o combinada son el cloro, el sodio y el boro (Maas, 1984). Además pueden existir otros iones tóxicos para las plantas como es el caso de los metales pesados que no deben encontrarse en el agua procedente de instalaciones depuradoras mediante IDT.

Toxicidad por cloruro

La toxicidad más común a partir del agua de riego es la producida por el cloruro que, al ser un ión conservativo, llega con gran facilidad a las hojas. Si la concentración de cloruro sobrepasa la tolerancia del cultivo aparecen síntomas de toxicidad como necrosis de tejidos (Berstein, 1974; Maas, 1984; 1986). En los cultivos sensibles, los síntomas ocurren con concentraciones de cloro entre 0,3 a 1,0 % del peso seco, aunque algunos árboles frutales muestran síntomas importantes en el límite inferior del rango (Bernstein, 1975). En el caso de los cítricos, niveles de cloruro en las hojas superiores a 0,5-1,0 % (sobre peso seco) indican

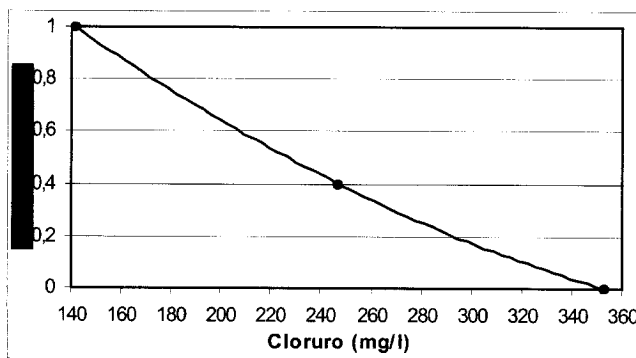


Figura 6.4. Función de transformación de las concentración de cloruro / calidad ambiental.

posibles problemas de toxicidad del cloruro. Frink y Bugbee (1987) realizaron estudios de toxicidad por cloruros, concluyendo que después de 6-12 semanas de riego, el crecimiento de la mayoría de las especies no se vio afectado por concentraciones de cloruro inferiores a 8 mg/L. Según los criterios de la FAO (1976) con concentraciones de Cl menores de 141,2 mg/L, se puede regar sin restricciones, entre 141,2 y 353 mg/L, con restricciones ligeras a moderadas, y si la concentración es mayor de 353 mg/L, las restricciones son severas. En función de estas recomendaciones se propone el índice de impacto que se recoge en la tabla 6.5.

Toxicidad de determinados iones

Los problemas de toxicidad se diferencian de los de salinidad en que los tóxicos deben acceder al sistema metabólico de la planta e interferir con su funcionamiento, mientras que la salinidad elevada afecta al transporte de agua desde su exterior, ya que tiene que ver más con la

Tabla 6.5. Clasificación de la calidad del agua subterránea como agua de riego usando la concentración de cloruro como indicador de impacto ambiental. Transformación de los valores del indicador a unidades de calidad ambiental.

Restricciones de uso como agua de riego	Cloruro (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
Sin restricciones	<141,2	Bajo	1
Restricciones moderadas	247,1	Medio	0,4
Restricciones severas	>353	Alto	0

La función de transformación construida con estos datos (figura 6.4) muestra la relación de las concentraciones de cloruro en el agua de riego con su calidad ambiental desde el punto de vista de su afección al cultivo.

Estos valores se usarán en cultivos sensibles al cloro como por ejemplo los cultivos leñosos y aquellos para la producción de madera, siempre que el riego se realice superficialmente. Cuando los cultivos no sean sensibles al cloro, éste no se usará como indicador de impacto sino que se usará la tolerancia a la salinidad.

Cuando se emplea riego por aspersión, el contenido de cloruro del agua debe ser inferior a 100 mg/L para evitar posibles problemas de fitotoxicidad. (Ramos, 1997). Es probable que en lugares en que el contenido en humedad sea bajo (<30%), el cloruro se pueda absorber a través de las hojas de cultivos sensibles, cuando el riego se realiza mediante este método.

La FAO (1976) establece un rango de tolerancia que sirve tanto para el cloruro como para el sodio que indica que los cultivos mas sensibles pueden ver dañadas sus hojas con concentraciones de cloruro (o de sodio) menores de 176,5 mg/L. Hay otros en los que el daño se produce con concentraciones entre 176,5 y 353 mg/L, otros, menos sensibles, de 353 a 706 mg/L y los más resistentes pueden admitir concentraciones superiores a 706 meq/L.

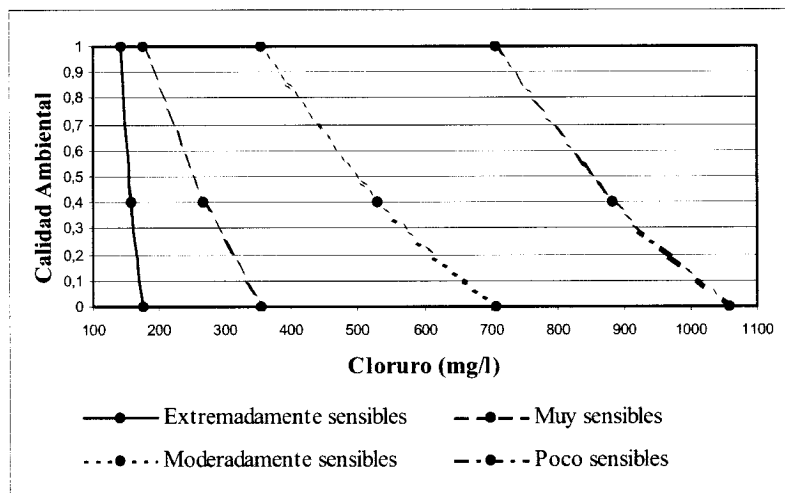


Figura 6.5. Función de transformación contenido en cloruro / calidad ambiental.

En función de esos rangos se proponen los indicadores recogidos en la tabla 6.6. En la figura 6.5 se muestra la función de transformación asociada.

Tabla 6.6. Clasificación del agua subterránea usada para el riego empleando la concentración de cloruro como índice de impacto en función de la sensibilidad del cultivo.

Extremadamente sensibles		Muy sensibles		Moderadamente sensibles		Sensibles		
Cloruro (mg/L)	C.A.	Cloruro (mg/L)	C.A.	Cloruro (mg/L)	C.A.	Cloruro (mg/L)	C.A.	I.A.
<141,2	1	<176,5	1	<353	1	<706	1	Bajo
158,9	0,4	264,8	0,4	529,5	0,4	882,5	0,4	Medio
>176,5	0	>353	0	>706	0	>1058	0	Alto

C.A. Calidad Ambiental. I.A. Impacto Ambiental.

Se puede observar que las curvas tiene una forma semejante en todos los casos, pero cuanto menos sensible es el cultivo se va desplazando más a la derecha, es decir, estos cultivos soportan concentraciones de cloro mayores, y además la pendiente va disminuyendo, lo que indica que el rango de concentraciones que son capaces de soportar también va aumentando al hacerse menos sensibles.

Toxicidad del sodio

El sodio, al igual que el cloro puede ser absorbido directamente por el follaje, cuando se riega por aspersión, en periodos de alta temperatura y baja humedad relativa (Maas, 1986). En cultivos sensibles los síntomas ocurren cuando la concentración de sodio alcanza los 0,3 a 1,0 % del peso seco, aunque algunos árboles frutales muestran síntomas importantes en el límite inferior del rango (Bernstein, 1975).

Los síntomas de toxicidad por sodio son el quemado y la muerte de los tejidos en la periferia de la hoja, comienzan en las más maduras, progresando hacia el centro y finalmente en las hojas jóvenes. En los cultivos sensibles, principalmente en los que tienen un ciclo plurianual (árboles frutales), los síntomas de toxicidad debidos al sodio aparecen con cantidades de 0,25 a 0,50 % en peso seco (Ayers y Wescot, 1985). El sodio en exceso impide la asimilación de potasio, calcio y fósforo (Carricaburu, 1999).

La toxicidad del sodio no es tan fácil de diagnosticar como la del cloruro, pero ocurre cuando este ión se encuentra en concentraciones relativamente altas en el agua de riego. Es necesario un periodo de tiempo relativamente largo (varias semanas) antes de que la acumulación alcance concentraciones tóxicas. (Ayers y Wescot, 1985)

La toxicidad del sodio es con frecuencia modificada o reducida si hay suficiente calcio en el suelo. Por tanto hay que determinar si la toxicidad se ha producido como consecuencia de una simple acumulación de sodio o debido a la carencia de calcio o por interacción con cualquier otra sustancia. Para algunos cultivos anuales, es más probable que lo que ocurra sea una deficiencia de calcio mas que un exceso de sodio. (FAO,1976)

Los niveles aproximados de sodio intercambiable (en %) correspondientes a las tres categorías de tolerancia son: los sensibles, menos del 15 %, semitolerantes, entre 15 y 40 % y los más tolerantes mas de 40 %. Las tolerancias en este sentido son relativas ya que dependen también de factores nutricionales y condiciones adversas del suelo que pueden afectar antes de alcanzar estos niveles. Los suelos con porcentaje de sodio intercambiable por encima de 30 % suelen estar insuficientemente estructurados. La tolerancia en muchas ocasiones va en función de la estabilidad de la estructura del suelo. (Ayers y Wescot, 1985)

Hay que prestar una atención especial a la toxicidad potencial debido al SAR o al sodio. Los efectos aparentemente tóxicos del sodio pueden ser debidos o complicados por una deficiente infiltración del agua. Sólo los cultivos perennes mas sensibles se ven afectados debido al sodio si las condiciones físicas del suelo mejoran permitiendo una infiltración adecuada. Muchas de los cultivos son más tolerantes al sodio en lugares donde la estructura se mantiene y, en general, estos cultivos pueden aguantar altos porcentajes de sodio intercambiable si la estructura del suelo y la aireación pueden mantenerse, como en los suelos de textura gruesa.

Las restricciones en el agua para riego en función de su contenido en sodio son diferentes según se realice un riego superficial o por aspersión. Cuando el riego es superficial el

contenido en sodio se expresa mediante el SAR y para el riego sin restricciones su valor debe ser menor de 3. Las restricciones serán entre ligeras y moderadas, cuando el SAR oscile entre 3 y 9 y serán severas con valores del SAR superiores a 9.

Según este criterio, a continuación se propone un indicador basado en el SAR para evaluar el impacto del riego con agua subterránea (Tabla 6.7)

Tabla 6.7. Clasificación de la calidad del agua subterránea como agua de riego, usando el SAR como indicador del impacto ambiental del sodio contenido en ella. Equivalencia en unidades de calidad ambiental de los valores del SAR.

Restricciones de uso para el riego	SAR	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
Sin restricciones	< 3	Bajo	1
Restricciones moderadas	6	Medio	0,65
Restricciones severas	>9	Alto	0

En función de este índice se ha construido una función de transformación para dar los valores en términos de calidad ambiental. (fig. 6.6.). Este criterio será aplicable a cultivos sensibles. Para determinar la afección a los cultivos menos sensible al sodio se aplicarán criterios de salinidad, como en el caso del cloruro.

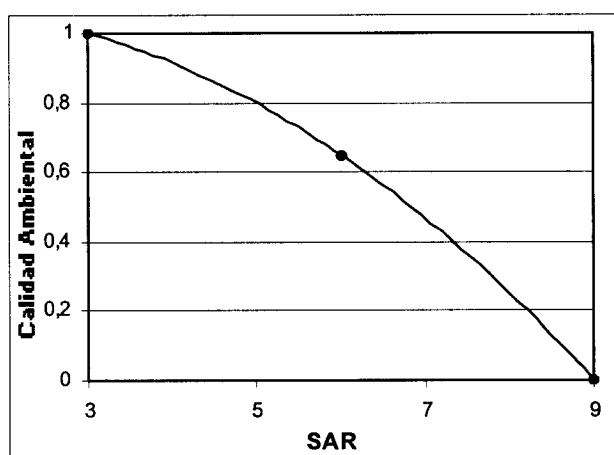


Figura 6.6. Función de transformación del SAR como indicador de impacto en unidades de calidad ambiental.

Cuando el riego es por aspersión y la humedad es menor del 30% el sodio, al igual que ocurría con el cloruro, puede ser absorbido por el follaje en los cultivos más sensibles, por tanto, para estos casos el índice propuesto tiene en cuenta las recomendaciones de la FAO para la toxicidad del sodio en el riego por aspersión: para los cultivos muy sensibles la afección a las hojas se registra con concentraciones de sodio menores de 115 mg/L, para cultivos sensibles entre 115 y 230 mg/L, para los moderadamente sensibles entre 230 y 460 mg/L y para los menos sensibles a partir de 460 mg/L.

En este caso se proponen como índices los recogidos en la tabla 6.8 y representados en la figura 6.7.

Tabla 6.8. Calidad e impacto ambiental sobre las aguas subterráneas en función de la sensibilidad del cultivo que riegan y su contenido en sodio.

Extremadamente sensibles		Muy sensibles		Moderadamente sensibles		Sensibles		
Sodio (mg/L)	C.A.	Sodio (mg/L)	C.A.	Sodio (mg/L)	C.A.	Sodio (mg/L)	C.A.	I.A.
<69	1	<115	1	<230	1	<460	1	Bajo
92	0,65	172,5	0,65	345	0,65	690	0,65	Medio
>115	0	>230	0	>460	0	>920	0	Alto

C.A. Calidad ambiental. I.A. Impacto Ambiental

De igual modo que ocurría en el caso del cloruro, todas las curvas son semejantes, tan sólo se van desplazando hacia la derecha y la pendiente se va haciendo más suave a medida que el

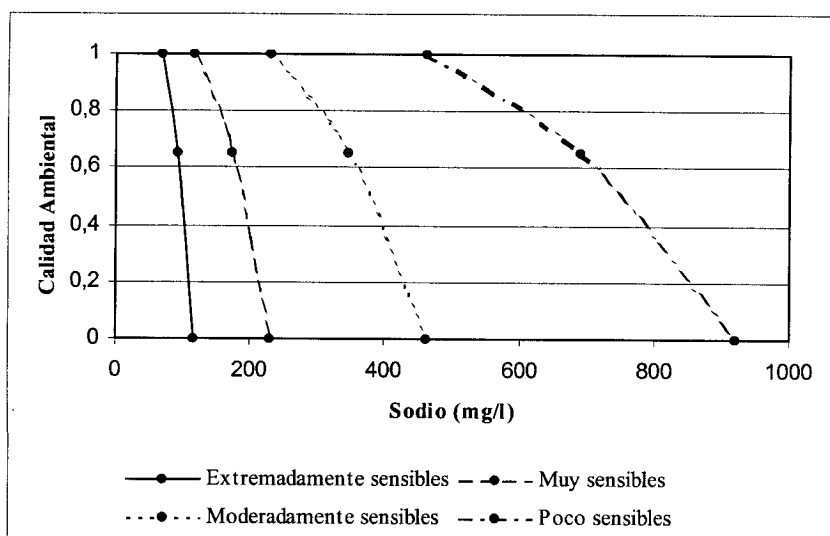


Figura 6.7. Función de transformación sodio / calidad ambiental, para las aguas subterráneas destinadas al riego, en función de la sensibilidad del cultivo.

cultivo va siendo menos sensible, lo que indica que, además de soportar concentraciones mayores de sodio, también el rango de concentraciones admisibles por estos cultivos va aumentando.

Toxicidad del boro

El boro es un macromutriente esencial en el metabolismo vegetal (Blevins y Lukaszewski, 1998) y a la vez un tóxico, con la particularidad de que el margen de

seguridad entre concentraciones necesarias y nocivas es muy estrecho. Cultivos que pueden presentar síntomas de deficiencia por debajo de 0,2 mg/L de boro en la solución del suelo, muestran problemas de toxicidad si se supera la concentración de 1 ó 2 mg/L (FAO, 1976) Además, la toxicidad al boro depende de la velocidad de acumulación en la planta mas que de su sensibilidad específica.

Las plantas tolerantes acumulan boro a una velocidad baja mientras que las plantas sensibles lo hacen muy rápidamente. Así, las diferencias del tiempo necesario en las plantas para mostrar síntomas de toxicidad se basan únicamente en la magnitud y velocidad a la que se produce dicha acumulación.

En el suelo, el boro asimilable, consiste sobre todo en derivados del ácido bórico $B(OH)_3$, y es muy pequeño en relación al boro total, entre 0,1 y 3 $\mu g/ml$. El boro total acumulado en el suelo, (entre 2 y 200 $\mu g/ml$) se encuentra en la estructura de los minerales silicatados (no asimilable por las plantas); adsorbido sobre los minerales arcillosos (con un máximo de absorción hacia pH 8,5- 9); o sobre hidróxidos de hierro y aluminio (con un máximo de absorción entre pH 8-9 para hidróxidos de hierro y hacia pH 7 para hidróxido de aluminio); y ligado a la materia orgánica (provocando un aumento del contenido en boro en las plantas). Generalmente al aumentar el pH del suelo, la adsorción del boro por parte de éste es mayor y, en consecuencia, la disponibilidad para las plantas menor.

Los suelos con textura relativamente gruesa contienen en general mayores cantidades de boro soluble que los suelos de textura fina debido a que en estos el boro es adsorbido por la arcilla, quedando restringida la lixiviación. Los componentes minerales del suelo también influyen en la disponibilidad de boro. En suelos alcalinos con presencia de iones Ca libres la disponibilidad de boro es mucho menor. Lo mismo ocurre para el magnesio.

El indicador propuesto en la tabla 6.9 se ha elaborado empleando el criterio de Cadahía (1997) que tiene en consideración la distinta sensibilidad de los cultivos a este elemento.

El hecho de que el boro constituya un oligoelemento imprescindible para el correcto desarrollo vegetal, hasta concentraciones entre 0,2 y 0,7 mg/L (Martínez, 1999) hace que si

existe déficit su aplicación sea beneficiosa. Además, al ser el margen entre las concentraciones necesarias y las tóxicas tan estrecho, a partir de concentraciones superiores a 1,5 mg/L se proponen índices de calidad ambiental por debajo de 0,5.

Tabla 6.9. Clasificación de la calidad agronómica del agua según su contenido en boro y correspondencia con los valores de calidad (CA) e impacto ambiental (IA).

Sensibles		Semitolerantes		Tolerantes		I.A.
Rango (mg/L)	C.A.	Rango (mg/L)	C.A.	Rango (mg/L)	C.A.	
< 0,33	0	< 0,67	0	< 1,00	0	Crítico
0,33 - 0,67	1	0,67 - 1,33	1	1,00 - 2,00	1	Despreciable
0,67 - 1,00	1	1,33 - 2,00	1	2,00 - 3,00	1	Despreciable
1,00 - 1,25	0,8	2,00 - 3,00	0,75	3,00 - 3,75	0,75	Moderado
> 1,25	0,5	> 3,00	0,33	> 3,75	0,33	Severo

En la figura 6.8 se muestran las funciones de transformación propuestas para el rango de concentraciones que normalmente se pueden encontrar en las aguas empleadas para el riego. Del análisis de las curvas propuestas pueden destacarse tres rasgos característicos:

a) Existe un valor umbral, que se ha fijado en 0,2 mg/L, por debajo del cual la calidad ambiental es mínima, en lugar de toxicidad se produce carencia, por ello, si la actividad aporta boro la calidad ambiental puede aumentar, al menos en sus fases iniciales.

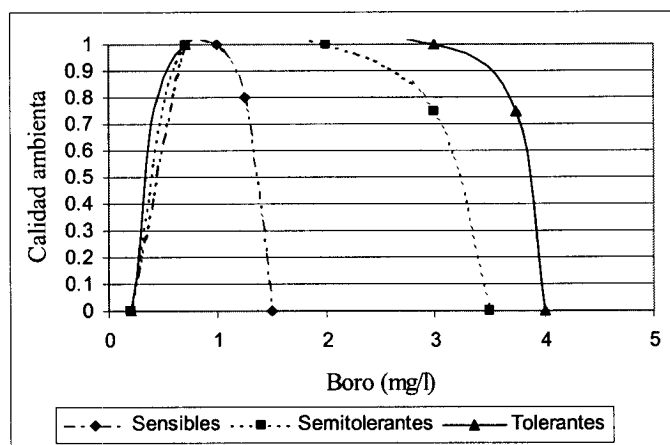


Figura 6.8.- Función de transformación contenido boro / calidad ambiental.

b) Se observa que el margen de concentración admisible sin pérdida de calidad es mayor cuanto menor es la sensibilidad del cultivo, esto es importante porque implica que los cultivos menos sensibles no solo son capaces de soportar mayores concentraciones de boro sino importantes oscilaciones en su concentración.

La gran pendiente que toma la curva a partir del valor de calidad ambiental 1 se debe al estrecho margen existente entre concentraciones necesarias y tóxicas, se hace menos pronunciada según el cultivo va siendo menos sensible, esto implica un mayor margen de concentraciones admisibles y por tanto un mayor nivel de seguridad. Puesto que la toxicidad no está ligada únicamente a la sensibilidad de la planta sino a su capacidad de acumulación, una menor toxicidad no implica necesariamente, unos mayores requerimientos de boro.

Toxicidad por nitrógeno

El nitrógeno es uno de los principales nutrientes vegetales, su exceso puede no obstante comprometer el uso agrícola del agua bien por producir disminución de la producción del cultivo, bien porque al acumularse en la parte comestible de la planta suponga un riesgo para la salud del consumidor. Las plantas obtienen el nitrógeno fundamentalmente a través del suelo y del agua de riego. Las formas más comunes del nitrógeno son el nitrato y el amonio, pero en el agua subterránea, es más frecuente encontrar nitrato, que además es la forma

química del nitrógeno más fácilmente asimilable por las plantas. El amonio no suele suponer mas de 1 mg/L, a menos que se aplique como fertilizante o se utilice para riego agua residual. Lo normal, es que la concentración de nitratos, tanto en el agua superficial como subterránea, sea menor de 5 mg/L, aunque debido a la contaminación agraria no es raro que las aguas subterráneas superen los 50 mg/L.

Las aguas residuales, en especial, las procedentes de la elaboración de alimentos y de fuentes domésticas contienen gran cantidad de nitrógeno, que generalmente varía entre 10 y 50 mg/L, mayoritariamente en forma de amonio pero que al llegar al agua subterránea se suele encontrar ya oxidado a nitrato. Un aporte excesivo de nitrógeno puede ocasionar desequilibrios nutricionales, traducidos en crecimientos excesivos, retraso de la época de maduración, pérdida de la calidad de las cosechas, etc. Además este exceso puede producir un aumento en la lixiviación de nitrato que contamine las aguas subterráneas (Mujeriego, 1990). Los cultivos sensibles pueden verse afectados por concentraciones de nitrato a partir de 5 mg/L, otros cultivos, por el contrario no muestran sensibilidad al exceso de nitrato hasta que éste rebasa los 30 mg/L (Ayers y Wescot, 1985). Hay experiencias, como ocurre en Dehesas de Guadix, en que el agua de forma natural presenta concentraciones próximas a 50 mg/l e incluso en algunas ocasiones la rebasa y el riego no presenta ningún problema.

La sensibilidad de los cultivos al nitrógeno varía según el estadio fenológico en el que se

Tabla 6.10. Valores del nitrógeno en el agua de riego traducidas en términos de impacto ambiental y transformadas en unidades de calidad ambiental.

Impacto Ambiental	[NO ₃] mg/L	Calidad ambiental
Despreciable	5	1
Despreciable - Moderado	17,5	0,90
Moderado - Severo	>50	0,50

encuentren, y, por lo general la demanda de nitrógeno no suele coincidir en el tiempo con la de agua. En la mayoría de los cultivos la demanda de nitrógeno es baja durante la fase inicial, aumenta durante la fase de crecimiento y vuelve a disminuir

durante la fase final, mientras que la demanda de agua aún puede ser alta en la fase en la que la planta ha completado su desarrollo (Ramos, 1997).

Cuando el agua subterránea aflora a la superficie, concentraciones inferiores a 5 mg/L de nitrógeno son suficientes para estimular el crecimiento de algas y plantas acuáticas en aguas

superficiales en condiciones adecuadas de temperatura, insolación o concentración de otros nutrientes.

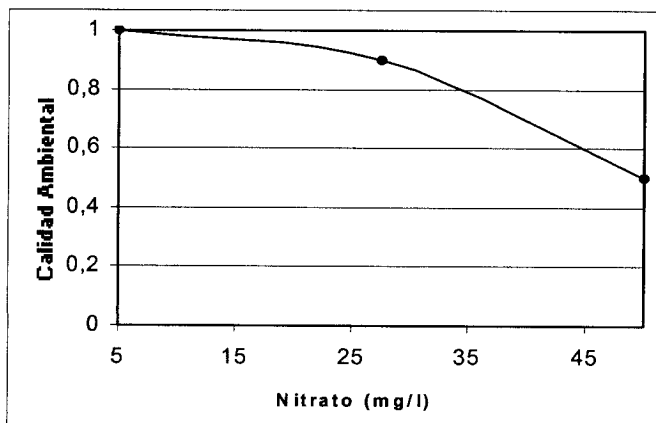


Figura 6.9. Función de transformación nitrato / unidades de calidad ambiental.

Las necesidades de nitrógeno, su capacidad de acumulación, así como los niveles de toxicidad varían mucho según el tipo de planta, lo que hace muy difícil establecer un indicador que informe del nivel de impacto en cualquier tipo de cultivo y en cualquier momento de la vida de la planta, por eso tan sólo se puede presentar, a modo de ejemplo una propuesta de indicador, pero será necesario construir uno propio

adaptado al lugar en el que se pretenda realizar el sistema de IDT.

Se propone utilizar los valores que para el nitrato da la FAO (Ayers y Wescot, 1985) en el agua para riego aunque modificados, dando un rango mayor de concentraciones con el fin de que puedan ser utilizados en zonas como Dehesas de Guadix en que el propio agua subterránea ya presenta de forma natural concentraciones elevadas de nitrato. En la tabla 6.10 se presenta la función de transformación correspondiente a este indicador.

En función de estos valores se ha propuesto la siguiente función de transformación (figura 6.9) para adaptar la concentración de nitrato a unidades de calidad ambiental:

Con concentraciones menores de 5 mg/L de NO₃ no existirían restricciones de uso para riego, por eso la calidad ambiental se fija en 1 hasta este valor, siendo, por tanto el impacto despreciable. Entre 5 y 50 mg/L empieza a haber restricciones de uso, al aumentar la concentración de nitratos, la calidad ambiental va disminuyendo progresivamente. A partir de 50 mg/L las restricciones de este agua para riego pueden ser ya apreciables, lo que hace que pueda originar un impacto ambiental medible, por lo que la calidad ambiental a partir de este punto descenderá más rápidamente al ir aumentando la concentración de nitrato.

Esta función de transformación puede servir a modo de orientación pero, en casos concretos, habría que adaptarla teniendo en cuenta:

- Los requerimientos de nitratos del cultivo y su tendencia a acumularlos en las partes comestibles. Habrá cultivos que muestren mayor sensibilidad al nitrato que otros, y que, por tanto, con concentraciones menores muestren indicios de toxicidad, lo que haría que la curva dada en la función de transformación se desplazara más hacia la izquierda, e incluso la pendiente aumentara.
- La cantidad de nitratos que hay en el suelo, ya que, si es alta, con una concentración relativamente baja de nitratos en el agua de riego, podemos estar disminuyendo mucho la calidad ambiental para el cultivo.

Cálculo del índice de impacto sobre el agua subterránea

El índice de impacto ambiental sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso para riego se muestra en la tabla 6.11. Se ha construido a partir de los indicadores de impacto propuestos, de forma que se obtiene una visión global del impacto que se puede estar produciendo en un momento dado.

Tabla 6.11. Índice de Impacto Ambiental del sistema de IDT sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su aficción al uso como agua de riego.

IMPACTO		Despreciable	Compatible	Moderado	Severo	Crítico
Calidad		0,9	0,8	0,5	0,25	0,1
INDICADORES	IMPORTANCIA					
Salinidad	100	100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25 - 10
Nitrógeno	25	25 - 22,5	22,5 - 20	20 - 12,5	12,5 - 6,25	6,25 - 2,5
Toxicidad Boro	80	80 - 72	72 - 64	64 - 40	40 - 20	20 - 8
Toxicidad Cloruros	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Toxicidad Sodio	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Riesgo de Sodificación	90	90 - 81	81 - 72	72 - 45	45 - 22,5	22,5 - 9
Índice máximo		415	415 - 374	374 - 332	332 - 208	208 - 104
					104 - 42	

Para la construcción del índice, en primer lugar se han ponderado los indicadores, valorándolos cada uno de 0 a 100, en función de la importancia de cada uno de ellos en este contexto. De esta manera, la salinidad ha sido el indicador al que se le ha dado más importancia, seguido del riesgo de sodificación.

Los siguientes en importancia serán los indicadores de toxicidad, siendo el más importante el boro, seguido del sodio y el cloruro. Al que menor peso se le ha dado ha sido al nitrógeno, ya que al ser un nutriente, es menos probable que cause problemas, además su margen de seguridad es muy elevado. La ponderación se ha hecho en función de la mayor o menor afección que el exceso o defecto de cada uno de estos componentes en el agua de riego puedan tener sobre los cultivos.

En segundo lugar se ha procedido a proponer niveles de calidad ambiental que coinciden con un nivel de impacto ambiental determinado. De esta forma, el valor más alto de calidad ambiental coincide con un impacto ambiental despreciable y el valor más bajo de calidad ambiental coincide con un impacto ambiental crítico.

En tercer lugar se han establecido intervalos para cada uno de los indicadores teniendo en cuenta el peso o importancia que se le ha dado a cada indicador y los valores de calidad ambiental propuestos. Para conocer el grado de impacto ambiental sufrido por el agua subterránea respecto a un indicador determinado desde el punto de vista de su uso para riego, bastará con multiplicar el valor de calidad ambiental obtenido para ese indicador por la importancia del indicador en el índice y determinar en que intervalo respecto al impacto se encuentra.

Para conocer el valor del índice completo se aplicará la siguiente fórmula:

$$IA_{AG}=(100 \times CA_{sal.})+(25 \times CA_{N.})+(80 \times CA_{T.B.})+(60 \times CA_{T.Cl.})+(60 \times CA_{T.Na})+(90 \times CA_{R.sodif})= \\ = \sum (\text{Importancia} \times CA_{\text{Indicador}})$$

Donde:

IA_{AG} es el índice de impacto sobre las aguas subterráneas desde el punto de vista de su uso agrícola.

CA es el valor de calidad ambiental obtenido mediante las funciones de transformación para cada indicador.

El cálculo de este indicador se realizará siempre y cuando no se produzca alguna de las siguientes situaciones:

- Salinidad > 4000 $\mu\text{S/cm}$.
- Boro > 3 mg/L
- Infiltración: SAR (0-3) y C.E.< 200 $\mu\text{S/cm}$ SAR (3-6) y C.E.< 300 $\mu\text{S/cm}$
SAR (6-12) y C.E.<500 $\mu\text{S/cm}$ SAR (12-20) y C.E.<1300 $\mu\text{S/cm}$
SAR (20-40) y C.E.< 2900 $\mu\text{S/cm}$

En caso de que se de alguna de estas circunstancias, el impacto sobre el agua subterránea de la IDT desde el punto de vista de su uso como agua de riego será crítico.

6.5.2.- Análisis de la componente agua subterránea desde el punto de vista del abastecimiento

El uso del agua subterránea para abastecimiento urbano necesita unas características de calidad específicas. El control ha de ser muy estricto, por lo que los límites máximos permitidos los fija el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo.

Ante todo hay que resaltar que el acuífero recargado con agua sometida a este tipo de tratamiento, en principio no está indicado para abastecimiento, no obstante, en zonas aisladas y casos excepcionales podría tener este uso, de ahí la necesidad de proponer un sistema de indicadores de impacto ambiental que permitan conocer en cada momento el estado del agua depurada desde el punto de vista de su uso para consumo.

Para la elección de los indicadores de impacto ambiental se ha tenido en cuenta tanto las exigencias de la normativa como el tipo de tratamiento. Los sistemas de depuración mediante IDT no están indicados para el tratamiento de efluentes industriales, sino para aguas residuales urbanas o asimilables a urbanas. Por tanto, los contaminantes que habría que tomar como indicadores son aquellos procedentes de la composición del agua residual que puedan ser más móviles y que la zona saturada sea incapaz de retener el tiempo suficiente para que su llegada al agua subterránea no suponga un aumento excesivo que supere los límites establecidos por la legislación.

Según esta premisa, en la tabla 6.12 se presentan los parámetros seleccionados como indicadores de impacto ambiental:

Tabla 6.12. Indicadores de impacto ambiental sobre el agua subterránea para su uso como agua potable.

Indicador	Símbolo	Unidad
Nitrato	NO ₃ ⁻	mg/L
Nitrito	NO ₂ ⁻	mg/L
Amonio	NH ₄ ⁺	mg/L
Boro	B ⁻	mg/L
Cloruro	Cl ⁻	mg/L
Sulfato	SO ₄ ²⁻	mg/L
Escherichia coli	E.C.	UFC
Enterococo	E.N.	UFC
Clostridium perfringens	C.P.	UFC

UFC: Unidades Formadoras de Colonias

A continuación se presenta cada indicador debidamente justificado y asociado a una función de transformación en unidades de calidad ambiental de forma que a partir de esas unidades homogéneas de calidad ambiental se pueda proponer un índice de impacto ambiental para este uso del agua subterránea, que aporte una visión de conjunto de su estado ambiental.

Nitrato y nitrito

Desde un punto de vista sanitario un exceso de nitratos en el agua de consumo puede causar metahemoglobinemia en lactantes, al pasar a nitritos dentro del organismo. La toma de altas concentraciones de nitrógeno puede causar problemas en la glándula tiroidéa y puede llevar a bajos niveles de Vitamina A. En el estómago e intestinos de animales los nitratos pueden convertirse en nitrosaminas, una sustancia peligrosamente cancerígena.

Dados los efectos que un exceso de nitrato y/o nitrito puede causar sobre la salud humana, a continuación se presenta una propuesta de indicador de impacto ambiental para cada uno de ellos, basada en los límites establecidos por la legislación. A cada indicador le acompaña la función de transformación que establece la calidad ambiental.

Tabla 6.13. El nitrato como indicador de IA sobre el agua subterránea para su uso potable.

Nitrato (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
<10	Despreciable	1
10-30	Desp-Moder	0,8
30-40	Moderado	0,3
40-50	Severo	0,1
>50	Crítico	0

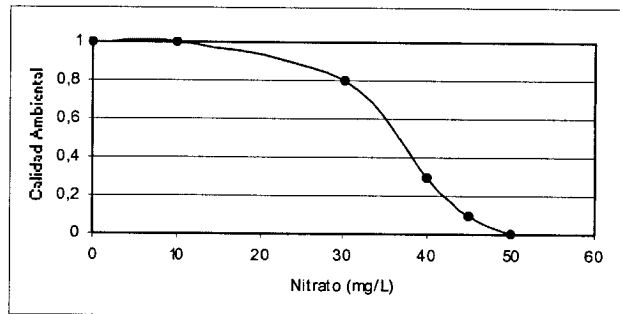


Figura 6.10. Función de transformación de la concentración de nitrato en unidades de CA.

La OMS establece en sus guías para la calidad del agua de bebida, al igual que el RD 104/2003 de nuestra legislación, que la concentración máxima de nitrato que puede contener un agua para que sea potable es de 50 mg/L, por esta razón, se ha propuesto que a partir de esta concentración el impacto sea el crítico y, por tanto, la calidad ambiental mínima.

Por otro lado, se ha establecido que el impacto será despreciable y por tanto la calidad ambiental máxima, tan sólo hasta 10 mg/L, dado que en Estados Unidos se establece este valor como límite para prevenir el riesgo de que los bebés menores de 6 meses puedan verse afectados por metahemoglobinemia o síndrome del bebé cianótico. En función de estas premisas el indicador de impacto y su función de transformación asociada quedarían tal y como se muestran en la tabla 6.13 y en la figura 6.10 respectivamente.

En el caso del nitrito, la OMS es más permisiva que nuestro RD 104/2003, dado que establece como límite máximo de nitrito en el agua potable 3 mg/L y nuestra legislación 0,5 mg/L en la red de distribución y 0,1 mg/L a la salida de las instalaciones de tratamiento o del depósito. En este caso la construcción del indicador se ha ajustado a la normativa estatal, por ser la de obligado cumplimiento y la más restrictiva, quedando el indicador y su función de transformación en unidades de calidad ambiental como se muestra en la tabla 6.14 y la figura 6.11 respectivamente.

Tabla 6.14. El nitrito como indicador de IA sobre el agua subterránea para su uso potable.

Nitrito (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
< 0,05	Despreciable	1
0,05-0,1	Moderado	0,5
> 0,1	Cevero-Crítico	0

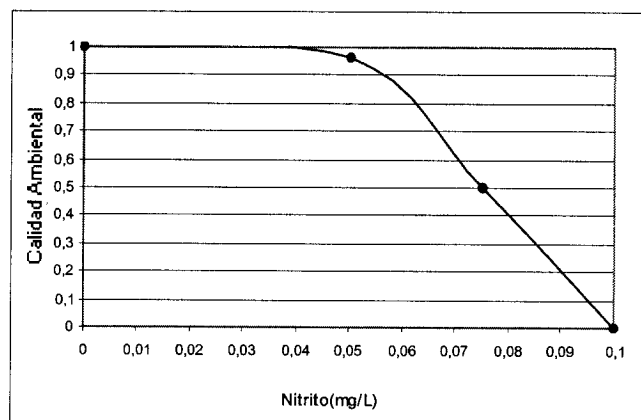


Figura 6.11. Función de transformación de la concentración de nitrito en unidades de CA.

No obstante, según las normas de la EPA, no existe riesgo de que los bebés puedan sufrir metahemoglobinemia con concentraciones inferiores a 1 mg/L de nitrito.

Al margen de los límites establecido, el R.D. 104/2003 establece que, en todo caso, se debe cumplir la siguiente condición:

$$[\text{NO}_3]/50 + [\text{NO}_2]/3 < 1$$

Amonio

Los niveles naturales de amonio en el agua subterránea y superficial normalmente están por debajo de 0,2 mg/L. La aguas subterráneas anaeróbicas pueden contener concentraciones mayores de 3 mg/L.

El amonio en el agua potable no es un parámetro relevante desde el punto de vista de su afección sobre la salud, sin embargo puede oxidarse a nitrato en los sistemas de distribución y además causa problemas de sabor y olor desagradable en el agua. Dado que no es un parámetro fundamental que afecte a la salud, su importancia como indicador de impacto ambiental radica en que su presencia va asociada a contaminación de carácter biológico y a contacto con aguas residuales, además de por su posible transformación en nitrato.

En la tabla 6.15 se muestra el indicador construido a partir de las indicaciones de la OMS y de las exigencias del RD 104/2003.

Tabla 6.15. El amonio como indicador de IA en el agua subterránea para su uso potable.

Amonio (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
< 0,25	Despreciable	1
0,25-0,50	Moderado	0,6
> 0,50	Severo-Crítico	0

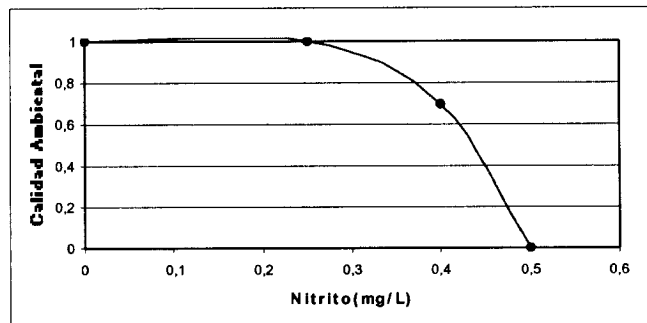


Figura 6.12. Función de transformación de la concentración de amonio en unidades de C.A.

Dado que la legislación estatal es más restrictiva respecto a la concentración límite de amonio en el agua potable, 0,5 mg/L, es ésta concentración la que se ha establecido como límite admisible en la elaboración del indicador de impacto, por tanto, a partir de 0,5 mg/L el impacto será severo ó crítico en función de lo alta que sea esa concentración. Con concentraciones menores de 0,25 mg/L el impacto se ha determinado como despreciable dado que, como ya se ha mencionado, esta concentración se puede encontrar en el agua de forma natural y no tiene efectos conocidos sobre la salud.

En la figura 6.12 se muestra la función de transformación del amonio en unidades de calidad ambiental. La calidad ambiental disminuye lentamente con valores de amonio menores de 0,4 mg/L, pero la pendiente de la curva se hace más pronunciada en el último tramo, entre 0,4 y 0,5 mg/L, dado que se va aproximando al límite establecido por la legislación.

Boro

En el agua subterránea en general el rango de concentraciones de boro es bastante amplio, se pueden encontrar desde concentraciones menores de 0,3 mg/L a concentraciones superiores a 120 mg/L (IPCS, 1998). Existe poca información acerca de los efectos de la exposición prolongada al boro sobre la salud. La mayoría de los estudios se refieren a exposiciones breves. Ingerir grandes cantidades de boro durante un periodo breve puede dañar el estómago, los intestinos, el hígado, los riñones y el cerebro e incluso, llevar a la muerte. Algunos estudios en animales han demostrado que ingerir boro produce alteraciones de los testículos. También se observaron defectos en el nacimiento de crías de hembras expuestas al boro durante la gestación.

En la mayoría de los países, el rango de concentraciones de boro en el agua potable suele estar entre 0,1 y 0,3 mg/L, aunque estas concentraciones pueden variar ampliamente en función de la geología y de la descarga de aguas residuales.

La OMS incluyó un valor guía máximo de concentración del boro en el agua potable en función de sus efectos para la salud a partir de 1993; que fue de 0,3 mg/L, pero en 1998 aumentó este valor a 0,5 mg/L, dejando este valor como provisional ante la dificultad de obtener este valor, con la tecnología de tratamiento disponible, en zonas con altos contenidos en boro de origen natural.

Nuestra legislación estatal respecto al boro es más laxa, dado que establece una concentración máxima para este parámetro de 1 mg/L.

Basado en las recomendaciones de la OMS y en la legislación estatal a continuación se propone el boro como indicador de impacto ambiental tal y como se muestra en la tabla 6.16.

Tabla 6.16. El boro como indicador de IA sobre el agua subterránea para su uso potable.

Boro (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
<0,3	Despreciable	1
0,3-0,5	Moderado	0,7
0,5-1	Severo	0,15
>1	Crítico	0

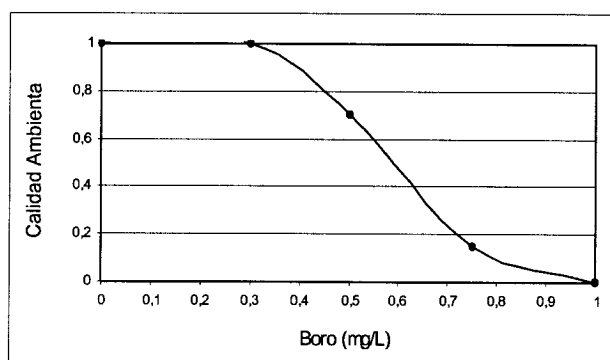


Figura 6.13. Función de transformación de las concentraciones de boro en unidades de CA.

En la tabla 6.16 se observa que el impacto es despreciable hasta 0,3 mg/L, valor guía que en principio estableció la OMS. Entre 0,3 y 0,5 mg/L, nuevo valor provisional establecido por la OMS, el impacto se va haciendo moderado y a partir de este valor hasta llegar a 1 mg/L, límite máximo que establece la legislación el impacto va aumentando hasta hacerse crítico a partir de ésta concentración. Esta variación del impacto se muestra de forma inversa en la Fig 6.13 en la que se aprecia como hasta 0,3 mg/L la curva no varía y la calidad ambiental es máxima, entre 0,3 y 0,7 mg/L la pendiente se hace más acusada, dado que la calidad ambiental va disminuyendo rápidamente con pequeños aumentos de boro y a partir de 0,7 hasta 1 mg/L la pendiente se hace más suave pero ya la calidad ambiental es muy baja.

Cloruros

El cloruro es otro parámetro cuya concentración, al igual que la del amonio, no produce efectos importantes sobre la salud pero que es un buen indicador de la calidad del agua por su fácil detección, dado que concentraciones excesivas de cloruros pueden provocar corrosión de los canales de distribución, en función de la alcalinidad del agua, lo que puede conducir a un aumento de la concentración de metales en el abastecimiento. Además concentraciones superiores a 250 mg/L de cloruros producen mal sabor del agua.

El cloruro de sodio confiere un sabor salado, pudiendo llegar a producir en casos extremos pérdida de peso y deshidratación. El cloruro de magnesio da al agua un sabor muy amargo y tiene acción purgante suave, cuyo efecto se elimina si hay cantidades similares de sulfato de sodio. Por último, el cloruro de calcio produce los mismos efectos que el cloruro de magnesio pero es más tóxico.

La legislación estatal da como límite máximo de concentración de cloruros lo que establece la OMS como nivel guía, 250 mg/L, es por ello que, este valor se ha tomado como límite para la confección del indicador de impacto que se presenta en la tabla 6.17.

Tabla 6.17. El cloruro como indicador de IA sobre el agua subterránea para uso potable.

Cloruro (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
<170	Despreciable	1
170-250	Moderado	0,5
>250	Severo-Crítico	0

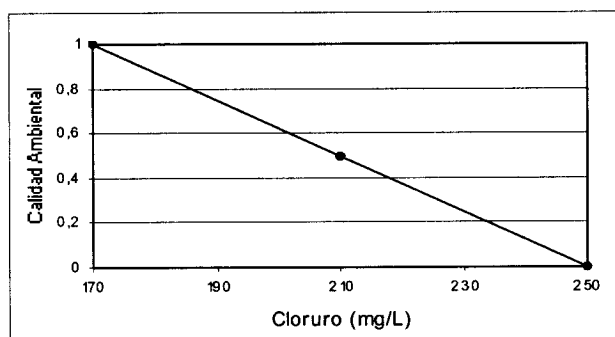


Figura 6.14. Función de transformación de las concentraciones de cloruro en unidades de CA.

En la fig 6.14 se presenta la función de transformación de las concentraciones de cloruro en términos de calidad ambiental. Se propone una relación lineal entre ambas variables.

Sulfatos

Los sulfatos se encuentran en las aguas naturales en un amplio intervalo de concentraciones. Las aguas de minas y los efluentes industriales contienen grandes cantidades de sulfatos provenientes de la oxidación de la piritita y del uso del ácido sulfúrico.

Los estándares para agua potable del servicio de salud pública tienen un límite máximo de 250 mg/L de sulfatos, ya que a valores superiores tiene una acción purgante.

Con concentraciones superiores a este límite establecido por el R.D 104/2003, ya se empieza a percibir un sabor amargo en el agua. Para el sulfato de magnesio estas concentraciones van de 400 a 600 mg/L y para el sulfato de calcio son de 250 a 400 mg/L.

En los sistemas de agua para uso doméstico, los sulfatos no producen un incremento en la corrosión de los accesorios metálicos cuando se encuentran a bajas concentraciones, pero cuando las concentraciones son superiores a 200 mg/L, se incrementa la cantidad de plomo disuelto proveniente de las tuberías de plomo.

Por tanto, se puede decir que el sulfato se ha elegido como indicador, más que por su afección a la salud cuando se encuentra en altas concentraciones, por ser un parámetro fácilmente identificable y que provoca problemas por el mal sabor que da al agua.

En la tabla 6.18 se muestra este parámetro como indicador. Para su construcción se ha supuesto que, dado que a partir de 200 mg/L es cuando se empiezan a producir efectos indeseables, para concentraciones menores el impacto ambiental será despreciable. Entre 200 y 250 mg/L el impacto será moderado porque aunque la calidad del agua disminuya sensiblemente al producir corrosión a partir de 200 mg/L, la afección a la salud no es tan importante como para otros indicadores anteriormente descritos. A partir de 250 mg/L, límite establecido por la legislación para el agua potable, el impacto será severo y al ir aumentando la concentración se hará crítico dado que el mal sabor que producen concentraciones de sulfatos superiores a 250 mg/L hacen que el agua no sea apta para este uso.

Tabla 6.18. Los sulfatos como indicadores de IA sobre el agua subterránea para uso potable.

Sulfato (mg/L)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
<200	Despreciable	1
200-250	Moderado	0,3
>250	Severo-Crítico	0

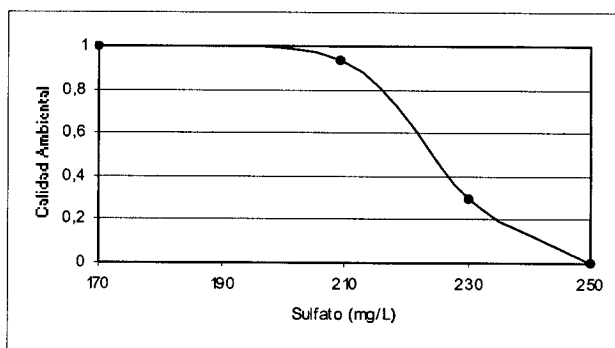


Figura 6.15. Función de transformación de las concentraciones de sulfatos en unidades de CA.

La figura 6.15 muestra la función de transformación asociada al indicador en la que se muestran las concentraciones del sulfatos en términos de calidad ambiental. Se observa que la calidad ambiental es la máxima con concentraciones menores de 200 mg/L y a partir de esa concentración la calidad ambiental va disminuyendo progresivamente hasta los 250 mg/L, límite establecido por la legislación.

Microorganismos

El riesgo más común asociado a la contaminación de agua potable es su contacto directo o indirecto con aguas de origen fecal. Esta contaminación trae consigo la presencia de microorganismos patógenos que pueden provocar enfermedades cuya gravedad es variable, desde una leve gastroenteritis hasta severas y a veces fatales diarreas, disentería, hepatitis o fiebres tifoideas.

Las bacterias o grupos de bacterias elegidas como indicadoras de contaminación fecal para valorar la calidad sanitaria de las aguas destinadas a consumo humano son, según el R.D. 104/2003, *Escherichia coli*, *Enterococo* y *Clostridium perfringens*.

Escherichia coli es una de las bacterias más abundantes en el tubo digestivo de los mamíferos. En condiciones normales, constituye una parte esencial de la flora bacteriana humana, a la que se atribuyen efectos beneficiosos para la salud. Existen, sin embargo, cepas capaces de provocar alteraciones graves en forma de enteritis. Los síntomas pueden revestir ocasionalmente gravedad en lactantes.

Las cepas responsables de patología se han venido describiendo desde la década de los años 40 bajo la denominación de *Escherichia coli* enteropatógena clásica (ECEP clásica). Con posterioridad, se han ido añadiendo a este grupo otras cepas igualmente patógenas que causan enteritis por un mecanismo invasor rigurosamente idéntico al de las shigelas, el microorganismo responsable de la disentería bacilar. A este grupo se le denominó *E. coli* enteroinvasora (ECEI).

No son estos dos los únicos grupos patógenos. Desde finales de los 60 también se conocen otros tipos que producen enteritis por liberación de enterotoxinas de dos tipos, termoestable (ST) y termolábil (LT); este grupo de cepas se denomina *E. coli* enterotoxigénica (ECET). Son poco frecuentes en nuestro medio, pero causan diarrea en los viajeros a países exóticos. La lista se completa con un grupo de patógenos que causa enteritis por liberación de verotoxina (VT), para la que distintos organismos internacionales de salud recomiendan, como objetivo prioritario, extremar su vigilancia.

Los enterococos por su parte, son capaces de producir una gran variedad de infecciones, tanto del tracto genito-urinario, abdominales, sepsis, endocarditis, meningitis, osteomielitis e incluso superinfecciones por el uso de antibióticos de amplio espectro a los cuales este microorganismo es resistente .

Por último, *Clostridium perfringens* es una bacteria patógena responsable de muchas enfermedades y la tercera causa de toxificación alimentaria después de *Salmonella spp* y *Saphylococcus aureus*. Existen dentro de esta especie cinco tipos denominados A, B, C, D y E, de los cuales el A es responsable de la mayoría de los procesos infecciosos. Provoca gastroenteritis como consecuencia de la producción de una enterotoxina que se comporta como un superantígeno promoviendo la liberación de mediadores de inflamación en forma masiva. En el intestino delgado esta enterotoxina se une a un receptor de membrana e induce la alteración de la permeabilidad calcio dependiente resultando en una pérdida de iones y metabolitos. Esta pérdida electrolítica altera la función metabólica intracelular provocando daño morfológico y eventual lisis. Por todas las enfermedades de que son responsables estas bacterias el R.D 104/2003 establece que para que un agua sea potable no debe contener cantidades detectables de ninguna de las tres.

Índice de impacto ambiental de la IDT sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso para abastecimiento

Siguiendo el mismo procedimiento que para la construcción del índice de impacto sobre el agua subterránea para su uso agrícola, se ha construido el índice de impacto referido a su uso como agua de abastecimiento. En este caso se han usado los indicadores anteriormente justificados: nitrato, nitrito, amonio, boro, cloruro, sulfato.

Se ha determinado que la condición principal para que no se produzca impacto, es la ausencia de *Escherichia coli*, *Enterococo* y *Clostridium perfringens*, (0UFC/100ml). En caso de detectarse contaminación por alguna de estas bacterias el impacto sería crítico y no sería necesario calcular el valor del índice de impacto.

Si existe ausencia de microorganismos patógenos, se pasaría a calcular el índice de impacto, basado en la siguiente fórmula:

$$IA_{AB} = (90 \times CA_{NO_3}) + (100 \times CA_{NO_2}) + (40 \times CA_{NH_4}) + (90 \times CA_B) + (20 \times CA_{Cl}) + (20 \times CA_{SO_4}) = \sum (\text{Importancia} \times CA_{\text{Indicador}})$$

En la tabla 6.19 se muestra la interpretación de los valores del índice, de manera que se puede determinar el impacto ambiental respecto a cada uno de los indicadores por separado o determinar de forma global el valor del índice completo. Según entre qué rango de valores se encuentre, el impacto ambiental de la IDT sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso para consumo será despreciable, moderado, severo o crítico, a medida que va disminuyendo el valor de la calidad ambiental.

Tabla 6.19. Indicador de impacto ambiental del sistema de IDT sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso potable.

IMPACTO		Despreciable	Compatible	Moderado	Severo	Crítico
Calidad		0,9	0,8	0,5	0,25	0,1
INDICADORES	IMPORTANCIA					
Nitrato	90	90 - 81	81 - 72	72 - 45	45 - 22,5	22,5 - 9
Nitrito	100	100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25 - 10
Amonio	40	40 - 36	36 - 32	32 - 20	20 - 10	10 - 4
Boro	90	90 - 81	81 - 72	72 - 45	45 - 22,5	22,5 - 9
Cloruro	20	20 - 18	18 - 16	16 - 10	10 - 5	5 - 2
Sulfato	20	20 - 18	18 - 16	16 - 10	10 - 5	5 - 2
Índice máximo	360	360 - 324	324 - 288	288 - 180	180 - 90	90 - 36

6.6.- INDICADORES DE IMPACTO AMBIENTAL SOBRE EL SUELO PARA SISTEMAS DE DEPURACIÓN MEDIANTE IDT

Indicadores de impacto ambiental

El suelo se puede ver alterado como consecuencia de la IDT cuando se vea afectado su uso actual o potencial. El uso actual es como lecho filtrante, por lo que fundamentalmente se verá alterado si se afecta a su conductividad hidráulica. El uso potencial o futuro más sensible será el uso agrícola, dado que los elementos que se han podido estar reteniendo en el suelo durante el funcionamiento del sistema de IDT pueden afectar al desarrollo de los cultivos y, en última instancia a los consumidores de la producción obtenida de ellos.

En función de estas premisas los indicadores de impacto ambiental sobre el suelo propuestos son los que se muestran en la tabla 6.20.

Tabla 6.20. Indicadores del impacto ambiental de la IDT sobre el suelo desde el punto de vista de su uso actual y de su posible futuro uso agrícola.

Indicador	Símbolo	Unidad
Conductividad hidráulica	CH	cm/h
pH	pH	Unidades de pH
Salinidad	CE	mS/cm
Potasio	K	mg/L
Fósforo	P	mg/L
Nitrógeno Kjeldhal	N _K	mg/Kg
Boro	B	mg/L
K extraído con acetato en la determinación de la CIC. Fósforo soluble en ácido acético. Boro extraído en extracto saturado.		

Conductividad hidráulica del suelo

La permeabilidad edáfica es la cualidad de un suelo que mide la capacidad que posee para dejar fluir líquido (agua, soluciones) o transmitir aire a través de su espesor. Depende del tamaño y distribución de sus poros y de la proporción de estos en relación al volumen total del suelo. Cuanto mayor sea la proporción de poros conectados y mayor su tamaño, mayor será la permeabilidad del suelo. Por tanto, la permeabilidad depende de la textura del suelo, de su estructura, de su grado de compactación, y de su contenido en materia orgánica. Si se trata de suelos pobres en materia orgánica, y por tanto, sin la estructura que aquella posibilita, la permeabilidad será máxima en los suelos arenosos y mínima en los suelos muy arcillosos. Los mejores suelos para la IDT desde el punto de vista de la eficacia depuradora son los de permeabilidad media o moderada, lo que implica una buena aireación y una buena capacidad de retención de agua: éste es el caso de los suelos arcillosos ricos en materia orgánica, en los que la formación de grumos aumenta el tamaño de los poros (intergrumos) y por tanto la permeabilidad, a la vez que el tamaño de las partículas arcillosas componentes de los grumos permite la retención de agua (poros intra-grumos).

Las actividades realizadas en el suelo como el riego o la IDT, también modifican el tamaño de los agregados, y por tanto, afectan a su permeabilidad. Las dimensiones de los poros se reducen como resultado de la expansión y dispersión de las arcillas. El resultado es una pérdida general de la porosidad, dando lugar a cambios en la permeabilidad del suelo (Stewart y Nielsen, 1990; Emerson, 1983; Shainberg, 1984; Oster y Schroer, 1979 en Báez, 2002).

En la variación de la permeabilidad del suelo intervienen además de la dispersión de las arcillas, el porcentaje de sodio intercambiable y el SAR (Frenkel *et al.*, 1978; McNeal *et al.*, 1966 y 1968; Quirk *et al.*, 1955 y Chirinos, 1999). Diversos trabajos demuestran esto. Saunders *et al.*, (1978) afirmaron que la dispersión de las arcillas puede causar la formación de una costra impermeable en el perfil del suelo. Ferreyra *et al.*, (1991) trabajaron en un suelo aluvial, demostrando que manteniendo la concentración salina constante, el aumento del SAR de la solución percolante provocó una reducción en la conductividad hidráulica del suelo saturado.

La expansión de las arcillas no se ve muy afectada por valores de PSI por debajo de 10%, pero se torna importante cuando se tienen valores por encima de 15% (McNeal *et al.*, 1966 y Oster y Sposito, 1980).

En términos cuantitativos, la permeabilidad edáfica se calcula mediante la velocidad de paso del agua a través de una sección transversal unitaria de suelo saturada de agua, en una unidad de tiempo y en condiciones hídricas y temperatura determinadas. Esta medida de la permeabilidad recibe el nombre de conductividad hidráulica.

La conductividad hidráulica saturada es un parámetro físico del suelo que interviene en todos aquellos procesos relacionados con el movimiento del agua y solutos a través del mismo. Por ello constituye uno de los descriptores fundamentales de la naturaleza de un suelo, utilizándose a menudo para estimar otros parámetros más complejos de determinar. La variabilidad espacial de su valor en las capas superficiales del suelo es inherente a las características del suelo, por constituir este un medio complejo (Polo *et al.*, 2003). Por tanto, está directamente influenciada por el tamaño de las partículas (textura), estado de agregación (estructura) y naturaleza de los iones absorbidos.

Al ser este parámetro esencial para la determinación cualitativa del movimiento del agua en el suelo, también lo será para analizar los problemas relacionados con la afección debido a las actividades que sobre él se realicen, como es el caso que nos ocupa, la IDT.

En este sentido, Vence (1996) encontró diferencias en los valores de conductividad hidráulica saturada (3,25 cm/h y 1,10 cm/h) en las situaciones secano y regadío. Valores cercanos a 1 cm/h de conductividad caracterizan a suelos con dificultades para el riego o el lavado. El valor de la conductividad hidráulica saturada no debería ser superado por la intensidad de la aplicación de los sistemas de riego. La conductividad hidráulica será mayor en suelos altamente porosos, fracturados o agregados y menor en suelos densos y compactados. También puede ser afectada por el exceso de sodio presente o adicionado al suelo (Gardner *et al.*, 1989).

La mayoría de los resultados que indican efectos de la sodicidad sobre la permeabilidad del suelo se han obtenido en estudios de laboratorio, empleando muestras disturbadas. Para suelos de mineralogía mixta, cuando la salinidad de la solución de la percolación es 10 mmol/L, se produce una reducción de entre el 15 y el 25% de la conductividad hidráulica, asociada a valores de PSI entre 5 a 25% (McNeal y Coleman, 1966a; Quirk y Shofield, 1955; Oster y Schroer, 1979). A menudo ocurre reducción de la conductividad hidráulica saturada de los suelos, aún con valores de SAR de 5, cuando la salinidad es entre 3 a 5 mmol/L (McIntyre, 1979; Shainberg, 1984). La compactación y fractura de los suelos acentúan los efectos adversos del sodio (Frenkel *et al.*, 1978; Emerson, 1983). Bajo condiciones de flujo no saturado, la sodicidad ejerce menos influencia sobre el movimiento del agua que en condiciones de flujo saturado (Russo y Bresler, 1977).

En evaluaciones realizadas en varias muestras de 2 tipos de suelos del norte y el oeste de Buenos Aires, Peineman *et al.* (1998), encontraron que la conductividad hidráulica (K) pasó de un valor medio de 9,3 cm/h en el primer riego a 3,9 cm/h al final de la experiencia. Se detectó una disminución de ésta que estuvo relacionada directamente con la concentración de sodio en el agua de riego e inversamente con el contenido de fracciones de suelo menores de 0,2 mm y con el pH inicial. Afirman que la intensidad del deterioro de los suelos dependen de la historia de riego previa, ya que son marcados los efectos de las primeras aplicaciones de agua. Para determinar la idoneidad de un suelo para uso agrícola desde el punto de vista de su permeabilidad, la FAO propone la siguiente clasificación en función de diversos rangos de conductividad hidráulica (K), (tabla 6.21).

Tabla 6.21. Clasificación de la permeabilidad según distintos rangos de conductividad hidráulica.

Conductividad hidráulica		Evaluación
cm/día	cm/h	
< 19,2	< 0,8	Muy lenta
19,2 - 48	0,8-2,0	Lenta
48 - 144	2,0-6,0	Moderada
144 - 192	6,0-8,0	Moderadamente rápida
192 - 300	8,0-12,5	Rápida
> 300	>12,5	Muy rápida

Fuente: FAO, 1963

Otros autores dan como valores orientativos de K para suelos de diferente textura los siguientes: 0,1 cm/día en los de textura fina, 0,1 a 10 cm/día para suelos con buena estructura y mayor de 10 cm/día para suelos de textura gruesa (Youngs, 1991).

Debido a la importancia de la conductividad hidráulica en el suelo se ha procedido a tomarla como indicador de impacto ambiental sobre éste. Para ello, se ha partido de la clasificación que ofrece la FAO (1963) de forma que para una conductividad hidráulica aproximadamente de 96 cm/día el impacto ambiental será bajo, tabla 6.22, e irá aumentando a medida que ésta aumente o disminuya.

Tabla 6.22. Conductividad hidráulica como indicador de impacto ambiental de la IDT sobre el suelo para su uso agrícola y como lecho filtrante.

C.H. (cm/día)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
19	Crítico	0
34	Moderado	0,75
96	Despreciable	1
169	Moderado	0,75
246	Severo	0,50
300	Crítico	0

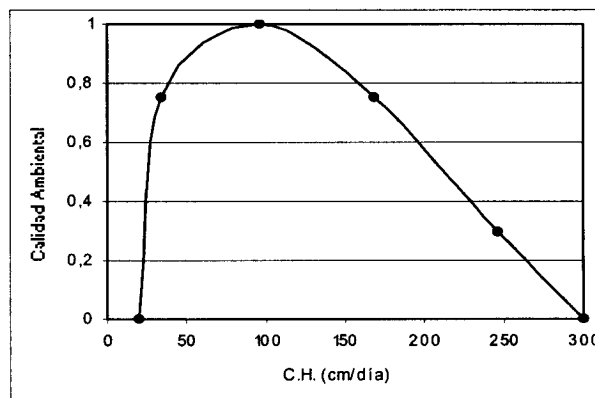


Figura 6.16. Función de transformación de los valores de conductividad hidráulica en unidades de calidad ambiental.

Basada en este indicador de impacto ambiental, se ha construido la función de transformación de los valores de conductividad hidráulica en unidades de calidad ambiental (fig 6.16). Esta función da como resultado una curva acampanada asimétrica, con una pendiente muy pronunciada en la parte izquierda.

Esta forma obedece a que cuando la conductividad hidráulica se va haciendo menor de 96 cm/día, el uso del suelo como lecho filtrante se ve afectado, dado que el agua se encharcará encima de él y no se producirá la depuración. Cuando la conductividad hidráulica aumenta por encima de 96 cm/día, a medida que se va haciendo mayor, el suelo va perdiendo la capacidad de retener el agua que se va infiltrando. Al no quedar ésta retenida el tiempo suficiente como para que se produzca una depuración eficaz, su uso como lecho filtrante depurador también se verá comprometido.

Desde el punto de vista del uso del suelo como agrícola esto afectará de la misma manera, ya que la disponibilidad de agua para las plantas se verá afectada. En el caso de conductividades hidráulicas demasiado bajas el agua será incapaz de atravesar el suelo para ponerse a disposición de las plantas o producirá encharcamientos. En el caso de conductividades elevadas, no permanecerá el tiempo suficiente en la zona radicular como para que pueda ser absorbida por el cultivo.

El pH en el suelo

Se ha elegido como indicador el pH porque que juega un papel fundamental en el contenido de nutrientes minerales del suelo, lo que repercutirá en la productividad y calidad de las cosechas cuando este suelo se pueda usar con fines agrícolas. El conocimiento del pH de un suelo permite una primera aproximación al de sus características químicas y, en particular, al grado de saturación en bases. Del estado de saturación se deducen las propiedades eléctricas del complejo coloidal y, por tanto, su relación con los contenidos de los elementos nutritivos asimilables (Cobertera, 1993).

El valor del pH de los suelos puede variar ampliamente. Los suelos ácidos, con valores de pH entre 5 y 7, son comunes de las regiones húmedas debido a que en los cationes de cambio de los coloides del suelo predominan los iones H^+ . Por el contrario, cuando el coloide está saturado en un elevado porcentaje de iones que no son H^+ , se producen los suelos alcalinos de las regiones áridas y semiáridas, con valores de pH entre 7 y 8,5 (Barreira, 1978). Las distintas especies que se cultivan, muestran distinta adaptabilidad para su desarrollo en función del pH del terreno. En general, las plantas crecen bien con niveles de pH levemente alcalinos, y aunque puedan encontrarse suelos de pH 3-3,5 hasta 9-9,5, no son los casos más frecuentes en las tierras cultivadas. Un pH bajo significa dificultades para la mayoría de los vegetales cultivados, pues, por un lado expresa la escasez de nutrientes y, por otro, alta solubilidad del aluminio y el manganeso que, absorbidos en forma desmedida por las plantas, crean problemas de toxicidad (Barreira, 1978).

En cualquier caso, el crecimiento y el funcionamiento radicular pueden ser directamente afectados a pH 5 e inferiores, dependiendo de la especie considerada.

Los efectos dañinos pueden ser compensados mediante el aporte de calcio adicional para un pH de 4 a 5, pero no para pH 3. Entre pH 5 y 8, el crecimiento suele ser satisfactorio, pero a pH 9, pueden darse efectos directos del OH^- o HCO_3^- , sobre la absorción de fósforo, hierro, molibdeno y otros.

Existen diversas clasificaciones del pH en función de cómo afecta a los suelos, cabe destacar la propuesta por Barreira, (1978) y la propuesta por Cobertera, (1993). Barreira (1978) relaciona el pH con las condiciones de fertilidad, de forma que establece 7 rangos dentro de cada cual, en función del intervalo de pH, los efectos son diferentes:

Con suelos muy fuertemente ácidos (3,5 a 4,5) puede haber problemas con los procesos de nitrificación, cuyo límite de tolerancia a la acidez se sitúa entre 3,5 y 4,6, también se produce dispersión y migración de humus, arcilla y sílice, solos o en complejos de hierro cuando el pH oscila entre 3 y 5. En suelos fuertemente ácidos (alrededor de 5) el aluminio se solubiliza, lo que puede producir problemas de toxicidad. Cuando los suelos son medianamente ácidos (entre 5,5 y 6) se producen buenas condiciones para la solubilidad de iones como hierro, potasio, azufre y magnesio y una mayor mineralización de la materia orgánica. Los suelos ligeramente ácidos (alrededor de 6,5) son óptimos para la mayoría de las plantas cultivadas y se produce la mayor asimilabilidad del fósforo. Cuando son neutros (alrededor de 7) se produce una buena solubilidad del calcio, magnesio, molibdeno, boro, cinc y cobre y representa las condiciones óptimas para los procesos de amonificación, nitrificación y fijación de nitrógeno por azotobacter. Cuando son ligeramente alcalinos (alrededor de 7,5) se produce la formación de fosfatos de calcio en mayor cantidad y a pH mayores las plantas tienen dificultades para absorber fosfatos y nitratos. Con pH moderadamente alcalino (en torno a 8) la amonificación se encuentra perturbada en presencia de humus cálcico y el hierro y el magnesio se solubilizan generalmente por encalado excesivo. Con condiciones fuertemente alcalinas (entre 8,5 y 9,5) los suelos serán calcáreos si tienen carbonato cálcico libre y si no, salinos también se produce la acumulación de aluminio y nitritos, induciendo condiciones de toxicidad.

Cobertera (1993), por su parte, establece que aunque los valores de pH se han de tomar como indicativos y comparativos entre los horizontes de un mismo suelo, y entre los suelos de una misma zona, pueden darse unas referencias indicativas de esos valores y sus consecuencias.

Con pH al agua de 3,5 a 4,8 (muy ácido, suelo muy desaturado de bases), se produce una ausencia de elementos nutritivos solubles por precipitación y presencia de aluminio que es fitotóxico. Cuando el pH se encuentra entre 4,9 y 6 (ácido, suelo desaturado de bases), se produce una muy buena solubilidad del hierro y si no contiene materia orgánica por encima del 1,8 % se puede producir una insolubilidad del calcio, magnesio y potasio, y precipitación del fósforo. También es posible la presencia de aluminio fitotóxico hasta pH 5,5. Con pH entre 6 y 7,6 (de ligeramente ácido a neutro y a ligeramente básico, suelo con saturación media de bases), la solubilidad de los iones nutritivos es muy buena, aunque a pH superior a 6,8 el hierro soluble es deficiente. Si el pH al agua se encuentra entre 7,6 y 8,5 y su diferencia con el pH al KCl es mayor de 0,4 (básico, suelo saturado en bases), el contenido en fósforo es bajo y el de hierro soluble muy bajo. En los casos en los que el pH al agua es superior a 8,5 y los valores son similares a los del pH al KCl (salino-alkalino, muy saturado de bases con posible presencia de sodio), se produce la presencia de sales solubles y adsorbidas fitotóxicas. A partir de pH 8,8 y más del 15% de sodio cambiante se consideran alcalinos y por debajo de estos valores, suelos salinos.

En base a estas clasificaciones a continuación se propone la siguiente tabla a modo de resumen y que servirá de base para la construcción del indicador y de su función de transformación. En la tabla 6.23 se muestran los valores de pH divididos en 8 intervalos según la tipología de suelos que producen desde el punto de vista de su acidez o alcalinidad. Esta servirá de base para la construcción del indicador de impacto ambiental.

Tabla 6.23. Acidez y alcalinidad de los suelos en función del rango de pH.

Tipo de suelo respecto al pH	Rango de pH
Muy fuertemente ácido	3,5 a 4,5
Fuertemente ácido	4,6 a 5,5
Medianamente ácido	5,6 a 6,3
Ligeramente ácido	6,4 a 6,8
Neutro	6,9 a 7,2
Ligeramente alcalino	7,3 a 7,8
Medianamente alcalino	7,9 a 8,5
Fuertemente alcalino	8,6 a 9,5

En la tabla 6.24 a los valores de pH se les ha asociado un grado de impacto ambiental, en función de su grado de afección a las propiedades del suelo para albergar un cultivo.

Tabla 6.24. El pH como indicador de impacto ambiental de la IDT sobre el suelo.

pH	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
3,5	Crítico	0
4,5	Crítico	0,1
5,5	Moderado	0,7
6,3	Despreciable	0,9
6,8	Despreciable	0,97
7	Despreciable	1
7,2	Despreciable	0,97
7,8	Moderado	0,67
8,5	Crítico	0,2
9,5	Crítico	0

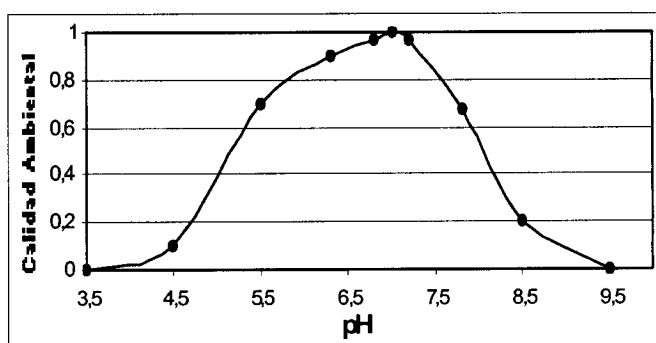


Figura. 6.17. Función de transformación del pH en unidades de calidad ambiental.

Asociado a este indicador, en la figura 6.17 se presenta la función de transformación que muestra la variación de la calidad ambiental con el pH. Se puede apreciar que la mayor

calidad ambiental y por tanto el menor impacto se produce cuando el pH es neutro o próximo a la neutralidad. A medida que se va haciendo más ácido o básico la calidad ambiental va disminuyendo, lo que implica que un suelo con estas características se hará menos apto para el cultivo a medida que se acidifique o se alcalinice.

En general, los cultivos resisten mejor medios algo más ácidos que básicos, de ahí que la curva caiga más suavemente para los valores de pH menor, no obstante existe gran variabilidad de adaptación a los diferentes pH dependiendo del cultivo por lo que este indicador será tan sólo orientativo, teniendo que ser ajustado a cada caso concreto en función del cultivo que se desee implantar.

Acumulación de sales en el suelo

Se entiende por salinización cualquier forma de incremento en la concentración de sales, más solubles que el yeso, que se produzca en la solución del suelo y que se manifieste por un incremento de la conductividad eléctrica de la misma (Porta,1994).

La salinización natural del suelo es un fenómeno asociado a condiciones climáticas de aridez y a la presencia de materiales originales ricos en sales, como sucede con ciertas margas y molasas.

El proceso de acumulación de sales en los suelos con predominio del Ca y el Mg se le denomina salinización. Cuando es el Na el que predomina netamente el suelo, evoluciona de muy distinta manera, desarrollándose el proceso de alcalinización.

Dos son las condiciones necesarias para que se produzca la acumulación de sales en los suelos: que se produzca un aporte suficiente y que su posible eliminación esté impedida.

- a) Aporte de sales: Las sales, tanto las de Ca, Mg, K como las de Na, proceden de muy diferentes orígenes. En líneas generales, pueden ser de origen natural (procedentes del material original, de las sales disueltas en las aguas de escorrentía, de las sales de mantos freáticos suficientemente superficiales, de origen eólico, y de descomposición de los restos de las plantas) o proceder de contaminaciones antrópicas (riego agrícola, transformaciones de riego, empleo de grandes cantidades de fertilizantes, etc).
- b) Eliminación de las sales impedida: La segunda condición que se debe cumplir para la formación de un suelo salino es que la posible eliminación de las sales se encuentre fuertemente impedida. Esto depende de las condiciones de drenaje y del clima.

Es necesario que el agua circule lentamente, para que impregne el suelo, disuelva las sales y estas se distribuyan en el perfil sin que puedan eliminarse grandes cantidades de ellas. Ello se origina en suelos con malas condiciones de drenaje.

Por otra parte, el clima ejerce una acción también fundamental en la formación de estos suelos, hasta el punto de que los climas áridos favorecen enormemente su formación y su conservación. Bajo este clima, los breves periodos húmedos provocan la disolución de las sales, y con ello su movilización, mientras que con las intensas y largas sequías se origina una fuerte evaporación, lo que produce la concentración de las sales de la solución del suelo, que precipitan acumulándose en determinados horizontes del perfil.

Por tanto, para que se puedan formar estos suelos se necesitan una serie de condiciones muy particulares y de ellas las más favorables son:

- Roca madre sedimentaria con alto contenido en sales solubles.
- Partes bajas del relieve, como los fondos de valle y las depresiones (manto freático cercano a la superficie, zonas de recepción de aguas de escorrentía superficial e hipodérmica, suelos de texturas finas con mal drenaje).
- Zonas próximas al mar o a lagos salados.
- Malas condiciones de drenaje.
- Clima árido (además de escasez de precipitaciones, la red fluvial esta poco desarrollada, presentándose frecuentes cuencas endorreicas, en las que se irán acumulando las sales).
- Riegos con sales y fertilizaciones excesivas.

La salinidad produce unos efectos diferentes sobre las distintas especies vegetales. Como norma general, provoca una disminución del tamaño de la planta que adopta formas achaparradas, una disminución en la producción de frutos y semillas e incluso la muerte de ésta, cuando se supera su límite de tolerancia. Una solución del suelo con una elevada conductividad eléctrica, que suele superar ampliamente los 1500 mS/m, hace que la mayor parte de las plantas se vea afectada en su desarrollo, siendo éste imposible para muchas de ellas.

Las sales más tóxicas son, las que presentan elevadas solubilidades, como los cloruros y nitratos que, seguidos de bicarbonatos y sulfatos, darán soluciones muy concentradas. Por el contrario las sales con baja solubilidad, como carbonatos y sulfato cálcico, no representarán ningún problema ya que precipitarán antes de alcanzar niveles perjudiciales. En general, la solubilidad de las sales aumenta con la temperatura. En soluciones complejas, la presencia de sales con iones comunes disminuye la solubilidad de las mismas. Por el contrario, cuando los iones son diferentes se suele aumentar la solubilidad de la sal menos soluble.

La concentración de sales solubles en la solución del suelo eleva su presión osmótica. El agua tiende a pasar de las soluciones menos concentradas a las más concentradas, con objeto de diluir éstas últimas e igualar las presiones osmóticas de ambas. Cuando la concentración salina de la solución del suelo es superior a la del jugo celular de las plantas, el agua tenderá a salir de las células de la planta hacia la solución del suelo. Por tanto, en medios salinos, aunque exista una humedad elevada, las plantas sufren estrés hídrico, se secan y acaban muriendo.

En el aspecto nutricional, se produce una serie de importantes modificaciones, debido, por un lado, a las variaciones de pH que afectan a la disponibilidad de los nutrientes, y por otro, a las interacciones ocasionadas por la presencia en exceso de determinados elementos. Esto sucede con los cloruros, nitratos y fosfatos, el calcio y el sodio o potasio y sodio. La predominancia de calcio provoca antagonismos, entre otros, sobre el potasio, magnesio, hierro, boro y zinc. Sin embargo, existen relaciones de sinergismo entre potasio y hierro y entre magnesio y fósforo (Martínez Raya, 1996).

Igualmente la presencia en exceso de ciertos iones puede provocar toxicidad, debido a su acumulación en distintas partes de las plantas, como semillas, tallos y hojas. Los más significativos, en este aspecto, son los cloruros, el sodio y el boro, afectando con mayor incidencia a los cultivos plurianuales (Martínez Raya, 1996).

Los efectos de la salinidad en el suelo se manifiestan de diferente forma según que vaya asociada a sodicidad o no. La estructura del suelo puede degradarse al utilizar un agua de riego de baja concentración en electrolitos y por una elevada concentración de sodio en el complejo de cambio (Shainberg y Letey, 1984 en Porta, 1994). En general, la concentración total y el tipo de sales por un lado y la cantidad y mineralogía de las arcillas por otro, determinan la naturaleza de las interacciones entre el agua y la matriz del suelo (Porta, 1994).

La dispersión de los sistemas coloidales y la consiguiente destrucción de la estructura afectan al movimiento del agua a través del suelo. La disminución del tamaño de los poros hace bajar la conductividad hidráulica proporcionalmente a la cuarta potencia del radio (Ley de Poiseuille) (Porta, 1994).

En aquellos suelos en que existan arcillas expansibles, las montmorillonitas saturadas de calcio presentan una unión de láminas paralelas en paquetes denominados tactoides. La sodificación conduce en una primera fase a la dispersión de los tactoides, que pueden migrar y colmatar los poros de los horizontes subyacentes (proceso irreversible). Esto conduce a una disminución de la conductividad hidráulica. El aumento del PSI provoca un colapso de los tactoides, con la consiguiente expansión de partículas de arcilla (proceso irreversible) y cambio en la geometría de los poros, con lo que la conductividad hidráulica también se ve afectada negativamente (Porta, 1994).

Los valores de CE y PSI se utilizan para desarrollar una clasificación de suelos: salinos, sódicos-salinos y sódicos no salinos (Richards, 1954).

El término salino se aplica a suelos cuya CE_{25} del extracto saturado es mayor de 4 mS/m a 25 °C, con un PSI menor de 15% (son los denominados "Solonchaks" por la FAO, 1990) y que se reconocen por la presencia de costras blancas de sal en la superficie. Los suelos salinos casi siempre se encuentran floculados debido a un exceso de sales y a la ausencia de cantidades significativas de sodio intercambiable. En consecuencia, la permeabilidad es igual o mayor a la de los suelos similares no salinos.

Los suelos sódicos-salinos son aquellos cuya CE_{25} del extracto de saturación es mayor de 4 mS/m a 25 °C y el PSI es mayor de 15 %. Este tipo de suelos es el resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a las de los suelos salinos. Cuando hay exceso de sales, el pH raramente es mayor de 8,5 y las partículas permanecen floculadas.

Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a las de los suelos sódicos no salinos. A medida que la concentración de sales en la solución disminuye, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio, que a su vez puede producir carbonato de sodio. En cualquier caso, el lavado puede hacer el suelo mucho más alcalino (pH mayor de 8,5), las partículas se dispersan, y el suelo se vuelve desfavorable a la entrada de agua y para la labranza. El retorno de sales solubles puede hacer que baje el pH y se restauren las partículas a una condición floculada, no obstante el manejo de suelos sódicos-salinos sigue siendo un problema hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona radical del cultivo y se restablecen las condiciones físicas del suelo.

Los suelos sódicos no salinos ("Solonetz" por la FAO, 1990) son aquellos cuyo porcentaje de sodio intercambiable es mayor de 15, la conductividad es menor de 4 mS/m, a 25 °C y el pH

varía generalmente entre 8,5 y 10. En los suelos o aguas de riego que no contienen yeso, el drenaje y lavado de los suelos sódicos – salinos conducen a la formación de suelos sódicos no salinos. La eliminación del exceso de sales en este tipo de suelos tiende a aumentar el grado de hidrólisis del sodio intercambiable, lo cual frecuentemente eleva el valor del pH. En los suelos altamente sódicos, la materia orgánica dispersa y disuelta puede depositarse en la superficie debido a la evaporación, causando ennegrecimiento y dando origen al término “álcali negro” (Richards, 1954).

La conductividad eléctrica ha sido el parámetro más extendido y el más ampliamente utilizado en la estimación de la salinidad. Se basa en la intensidad con que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina, la cual es proporcional a la concentración de sales en solución.

Para distinguir suelos salinos de no salinos, se han sugerido varios límites arbitrarios de salinidad. Se acepta que las plantas empiezan a ser afectadas de manera adversa cuando el contenido en sales excede del 1%. La clasificación americana de suelos, Soil Taxonomy, adopta el valor de 2 mS/m como límite para el carácter salino a nivel de gran grupo y subgrupo, pues considera que a partir de ese valor las propiedades morfológicas y fisicoquímicas del perfil (y por tanto la génesis) quedan fuertemente influenciadas por el carácter salino. Mientras que el United States Salinity Laboratory de Riverside ha establecido el límite de 4 mS/m para que la salinidad comience a ser tóxica para las plantas.

Tabla 6.25. Grados de salinidad del suelo según United States Salinity Laboratory.

C.E.	Tipo de suelo
0 – 2 mS/cm	Suelos normales
2 – 4 mS/cm	Suelos ligeramente salinos. Quedan afectados los rendimientos de los cultivos muy sensibles.
4 – 8 mS/cm	Suelos salinos. Quedan afectados los rendimientos de la mayoría de los cultivos.
8 – 16 mS/cm	Suelos fuertemente salinos. Sólo se obtienen rendimientos aceptables en los cultivos tolerantes.
> 16 mS/cm	Suelos extremadamente salinos. Muy pocos cultivos dan rendimientos aceptables.

El United States Salinity Laboratory de Riverside establece los siguientes grados de salinidad basados en la conductividad eléctrica, tabla 6.25. La IDT hace que sean vertidas importantes cantidades de sales al suelo, lo que producirá si el suelo no tiene una adecuada capacidad de drenaje un importante impacto de cara al posterior uso de éste como suelo agrícola.

La acumulación de sales puede producir efectos muy importantes sobre el suelo y los cultivos, en muchos casos irreversibles, de ahí la importancia de valorarla como indicador del impacto ambiental de este tipo de sistemas.

Tomando como base esta clasificación de la salinidad propuesta por los laboratorios Riverside se propone el siguiente indicador de impacto ambiental (tabla 6.26).

Tabla 6.26. La CE como indicador del impacto ambiental de la IDT sobre el suelo.

CE (mS/cm)	Impacto ambiental	Calidad Ambiental
2	Despreciable	1
3	Moderado	0,75
6	Severo	0,25
12	Crítico	0,10
16	Crítico	0

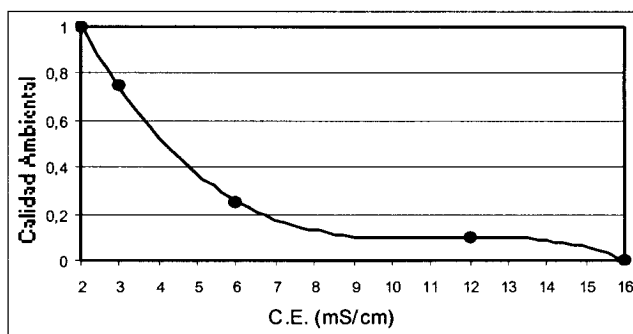


Figura 6.18. Función de transformación de la conductividad eléctrica en unidades de C.A.

Con CE menores de 2 mS/cm el impacto ambiental es despreciable pero a medida que va aumentando, también lo hace el impacto ambiental, hasta hacerse crítico con valores superiores a 12 mS/cm. La figura 6.18 se muestra la función de transformación de los valores de conductividad eléctrica a unidades de calidad ambiental. Al principio, a pequeños aumentos de la conductividad eléctrica le corresponden importantes disminuciones de calidad ambiental, la CE constituye un indicador muy sensible.

A partir de 6 mS/cm la conductividad eléctrica es tan alta que el impacto es ya severo, por lo que el daño producido a los cultivos será ya muy alto y semejante al sufrido con concentraciones superiores, por eso la variación de la calidad ambiental es considerablemente menor a partir de este valor.

El potasio en el suelo

El potasio cumple funciones trascendentes en la fisiología de las plantas, actúa favoreciendo el crecimiento vegetativo, la fructificación, la maduración y la calidad de los frutos, además, una buena nutrición potásica aumenta la resistencia a condiciones adversas como sequía o enfermedades.

Los vegetales necesitan cantidades elevadas de potasio siendo semejante al requerimiento de nitrógeno (Menguel y Kirkby, 1987). Esto es debido a la débil resistencia a la meteorización que ofrecen los minerales potásicos, lo que provoca que cantidades equivalentes de K a las utilizadas por los cultivos se pierdan por lavado. Además, éste puede ser fijado en forma más o menos permanente por los coloides minerales del suelo (Barreira, 1978).

Las deficiencias de potasio no sólo pueden causar pérdidas de rendimiento, sino que también pueden afectar a la calidad de los productos cosechados. En términos generales, para la mayoría de las especies cultivadas, los síntomas de deficiencia se presentan como clorosis en los márgenes y puntas de las hojas. Debido a la movilidad de este nutriente dentro de la planta, es común que los síntomas se evidencien sobre todo en las hojas más viejas.

El potasio edáfico se encuentra formando parte de diferentes pools, de distinta disponibilidad para las plantas. El potasio de rápida disponibilidad corresponde al de la solución del suelo, que es fácilmente asimilable y, por tanto, mejor utilizable, así como también el que con más facilidad se lava. En la literatura científica, se mencionan valores máximos de lixiviación de K^+ del orden de 15-20 kg/ha/año, cuando se combinan suelos de texturas gruesas y eventos de lluvia o uso de riego. El potasio en la solución del suelo representa del 1 al 2 % del potasio total del suelo (Barreira, 1978).

Las plantas en crecimiento rápidamente extraen el K de la solución del suelo, pero a medida que éste es absorbido y extraído, su concentración es renovada y restituida inmediatamente por la cesión de formas menos accesibles ubicadas en las zonas de adsorción de los coloides minerales y orgánicos del suelo. El proceso de adsorción-desorción es pues el que repone y equilibra la concentración de K de la solución del suelo. La forma química en la que se encuentra este nutriente es como ión K^+ , el cual se mueve fundamentalmente por difusión. Este K^+ se haya en equilibrio dinámico con el potasio adsorbido en las arcillas, denominado potasio intercambiable y con las formas de escasa accesibilidad: potasio fijado al complejo arcilloso (5-10%) y potasio estructural (90-95%) (Conti, 2000).

A medida que la concentración de K de la solución del suelo desciende, el K adsorbido es liberado. A la inversa, si la concentración de K aumenta por la aplicación de fertilizantes potásicos, parte de éste dejará la solución y se unirá electrostáticamente al material coloidal de la fase sólida. Existe un equilibrio entre las dos fracciones (Conti, 2000).

El K de la solución más el intercambiable, es comúnmente denominado K disponible, es el medido en los análisis convencionales para evaluar la fertilidad del suelo.

El potasio de reserva o de reposición de los suelos está constituido por formas de K que están fuertemente unidas a la fase sólida mineral, que se denominan “potasio fijado” y “potasio estructural”. Ambas formas son denominadas no intercambiables. Se produce un equilibrio entre el K intercambiable y estas formas no intercambiables. Varias investigaciones confirmaron que los minerales arcillosos son la principal fuente natural de potasio en el suelo (Sardi y Debreczeni, 1992; Buhman, 1993 en Conti, 2000). Es por esta razón, que las mayores pérdidas de este elemento que sufre el suelo son atribuibles, en muchos casos a la erosión hídrica que arrastra los materiales finos (limo y arcilla) donde residen las reservas de potasio asimilable (Barreira, 1978).

La reserva de K intercambiable y no-intercambiable y, por tanto la absorción de K por las plantas, depende fundamentalmente de la cantidad y calidad de arcillas presentes en el suelo (Zubillaga y Conti, 1996).

En los suelos de alta capacidad de intercambio, el contenido aceptable de potasio puede ser menor del 1% del total de cationes absorbidos; pero si son suelos como los caoliníticos, de baja capacidad de cambio, se debe contar por lo menos con un 5%. Se estima que el potasio en solución se halla en concentraciones que oscilan entre 6 y 20 mg/L, según el grado de humedecimiento del suelo (Barreira, 1978).

En ciertas condiciones, el potasio puede ser fijado de forma irreversible por algunos coloides del suelo. Cuanto mayor es la cantidad de potasio, en relación con la capacidad de cambio total de un suelo, mayor es la fijación de este catión. Además la materia orgánica puede introducirse en la red cristalina de la arcilla y atenuar el poder de fijación de ésta (Barreira, 1978).

Los suelos jóvenes son mejores proveedores de potasio para las plantas que los fuertemente lavados y meteorizados (Barreira, 1978).

Desde el punto de vista del uso del potasio como indicador de impacto ambiental de la IDT respecto al uso del suelo con fines agrícolas, interesa conocer la cantidad de potasio que estará accesible para el cultivo.

En los suelos con escaso drenaje y de mala aireación, aumenta la necesidad de potasio. En general, los cultivos de crecimiento lento aprovechan mejor el potasio del suelo y no responden a la fertilización potásica. En la mayoría de los suelos, el problema de potasio no es la cantidad, sino su disponibilidad.

Tabla 6.27. Valoración del contenido en potasio del suelo (Cobertera, 1993)

Concentración de K ⁺ (ppm)	Contenido para los cultivos
0-50	Muy deficiente
50-100	Deficiente
100-150	Normal
150-200	Alto
> 200	Muy alto

* Potasio obtenido con acetato en la CIC.

Cobertera (1993) propone una valoración de este elemento encaminada a conocer la disponibilidad del potasio como nutriente de los vegetales que se muestra a en la tabla 6.27.

En función de ésta última valoración se ha construido el indicador de impacto ambiental propuesto en la tabla 6.28.

Tabla 6.28. K* como indicador de IA sobre el suelo desde el punto de vista de su uso agrícola.

K en la CIC (ppm)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
50	Crítico	0
75	Severo	0,25
125	Moderado	0,75
175	Despreciable	1
200	Moderado	0,75

* Obtenido en la CIC por desplazamiento con acetato de amonio

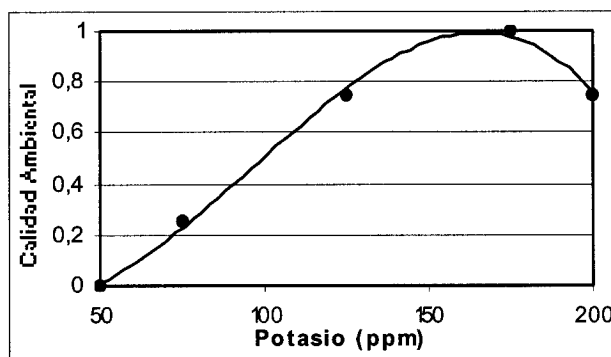


Figura 6.19. Función de transformación de los valores de potasio en la CIC en unidades de C.A.

Las concentraciones óptimas de potasio asimilable para los cultivos están entre 125 y 200 ppm, por tanto es este rango es donde no se produce impacto apreciable. Fuera de este rango de concentraciones el impacto va aumentando. A medida que las concentraciones van disminuyendo, hay menos potasio disponible para las plantas, luego el impacto sobre el cultivo irá aumentando. De igual manera, cuando aumentan las concentraciones por encima de 200 se producirá un exceso de potasio que el cultivo no va a utilizar, aunque como se puede apreciar esto es menos grave para el uso del suelo con fines agrícolas, dado que este exceso quedará retenido en el complejo de cambio o será lavado, eliminándose así de la zona de influencia del cultivo.

Basada en esta propuesta de indicador en la figura 6.19 se muestra la función de transformación en la que las concentraciones de K del indicador son transformadas en unidades de calidad ambiental. Como se puede apreciar la calidad ambiental óptima (impacto ambiental despreciable) se produce cuando la concentración está entre 150 y 175, porque es cuando hay mayor cantidad de K disponible para el cultivo, con concentraciones superiores se producirá un exceso que se perderá por lixiviación y con concentraciones menores los cultivos no obtendrán el aporte óptimo para su desarrollo.

Fósforo en el suelo

En el suelo se encuentran compuestos fosfatados orgánicos e inorgánicos, y si bien ambos pueden ser utilizados por las plantas, es a estos últimos a los que se les atribuye un papel

preponderante en la nutrición vegetal al ser absorbidos de la solución del suelo en forma de iones ortofosfato inorgánico (Barreira, 1978).

La valoración del fósforo asimilable tiene interés a la hora de evaluar el impacto sobre el suelo desde el punto de vista de su uso agrícola ya que es importante para establecer las características de la fertilidad edáfica, dado que junto con el potasio, el nitrógeno y el calcio, es el elemento más extraído por los vegetales. Además, su falta en el suelo puede impedir que otros elementos sean absorbidos por las plantas (por ejemplo, las leguminosas necesitan determinada cantidad de fósforo para poder fijar el nitrógeno).

Las deficiencias de fósforo en las plantas se manifiestan fundamentalmente por el lento crecimiento y maduración tardía del cultivo.

Generalmente el horizonte superficial del suelo contiene más fósforo total que los inferiores porque los restos vegetales quedan en la superficie (Barreira, 1978).

La evolución del fósforo orgánico en el suelo, en cuanto a su acumulación y mineralización, es similar a la de la materia orgánica, aunque algunos investigadores opinan que la mineralización es más intensa en la rizosfera (Barreira, 1978).

La pérdida de solubilidad que sufren los fosfatos aprovechables al reaccionar con los componentes del suelo, ha llevado al criterio generalizado de que el fósforo es inmóvil en el suelo, y que entre los mecanismos de pérdida de fósforo en el suelo, la lixiviación tiene poca importancia. Sin embargo, en suelos de textura gruesa donde la concentración de fósforo en la solución del suelo es relativamente alta en comparación con los suelos más pesados, la pérdida con el agua de precolación puede alcanzar magnitudes considerables (Solórzano, 1994). Sobre este aspecto existen variadas evidencias y al efecto, el Potash and Phosphate Institute (1988) señala que cuando un fertilizante fosfatado soluble en agua se agrega al suelo, el fósforo se transforma rápidamente en compuestos de muy baja solubilidad a menos que el suelo en cuestión sea prácticamente arena o tenga un contenido muy alto de materia orgánica. El fósforo es, de hecho, el típico ejemplo de un ión extremadamente inmóvil en el suelo.

Laver (1988), en estudios de laboratorio, evaluó el movimiento del fósforo a través de dos columnas de suelos contrastantes (franco limoso y arenoso), encontrando que el suelo más pesado presentó una mayor concentración de fósforo en los primeros centímetros y menos concentración en profundidad que el suelo liviano. En éste último, el fósforo fue transportado a una profundidad 30% superior a la registrada en el suelo franco limoso.

Solórzano, (1984) afirma que el lavado del fósforo en el suelo es, en general, poco significativo debido a que la concentración del mismo en la solución del suelo es muy baja. Sin embargo en suelos de textura gruesa, donde hay poca reacción de los fosfatos y, consecuentemente, aumenta la concentración de fósforo en la solución, puede ocurrir un considerable lavado de este elemento.

El fósforo se presenta con un mayor o menor grado de asimilabilidad en función del pH del suelo. En suelos de pH entre 5 y 6 parte del fósforo asimilable está en forma de fosfatos de hierro y aluminio. A pH neutro, sin embargo, dichos fosfatos precipitan, por lo que el fósforo asimilable procede de los fosfatos de calcio solubles en agua o ácidos débiles. Si el suelo presenta un pH superior a 7,5 los fosfatos cálcicos pasan progresivamente a tricálcicos (apatito), aumentando dichos fosfatos insolubles a medida que lo hace el pH, con lo que las

fuentes de fósforo asimilable son muy precarias, reduciéndose a las orgánicas (Cobertera, 1993). El intervalo de pH para la óptima asimilación del fósforo es entre 6,5 y 7,5. Tan sólo existe un rango de pH, alrededor de 6,5, en el que el fosfato se mantiene soluble, que es la situación en la que puede presentar riesgo de lixiviación.

Se atribuye a las arcillas silicatadas una importante sustracción, dado que retienen fuertemente el anión fosfato, aunque este puede ser desplazado por otros aniones como los silicatos, hidróxidos, fluoruros, etc (Barreira, 1978).

Los aniones orgánicos inmovilizan el hierro y el aluminio, y, por tanto, los fosfatos se tornan más asimilables en los horizontes ricos en humus. Por el contrario, los ricos en hierro, tienen fosfatos menos asimilables. La absorción de los fosfatos por las plantas también se ve obstaculizada por la elevada concentración de sulfatos y nitratos, posiblemente a causa de la competencia entre los aniones por penetrar en las raíces de los vegetales (Barreira, 1978).

Es importante conocer las posibilidades que tiene un suelo de mantener sin grandes variaciones la concentración de fósforo de su solución, razón por la cual los métodos de análisis químico tratan de estimar las fracciones de fosfatos que pueden llegar a compensar las extracciones que efectúan los cultivos (Barreira, 1978).

Para la propuesta del indicador de impacto se ha tomado como base una clasificación del contenido en fósforo del suelo desde el punto de vista de la nutrición para los vegetales. Esta clasificación está basada en el análisis del fósforo soluble con ácido acético propuesto por Tamés y Peral, (1965). Esta clasificación se presenta en la tabla 6.29.

Tabla 6.29. Cantidad necesaria de fósforo para la nutrición del cultivo.

Contenido en fósforo (ppm)	Cantidad para la nutrición del cultivo
0 a 1	Contenido muy deficiente
1 a 2	Contenido deficiente
2 a 2,5	Contenido normal
2,5 a 5	Contenido alto
> 5	Contenido muy alto

Fuente: Tamés y Peral, (1965)

Según esta clasificación, se ha construido el presente indicador de impacto ambiental (tabla 6.30) y su función de transformación asociada (fig 6.20).

Tabla 6.30. El fósforo* como indicador del impacto ambiental de la IDT sobre el suelo.

Fósforo(mg/L)	Calidad Ambiental	Impacto Ambiental
1	0	Crítico
1,5	0,25	Severo
2,15	1	Despreciable
2,75	0,9	Despreciable
3,75	0,75	Moderado
5	0,5	Moderado

* Soluble en ácido acético.

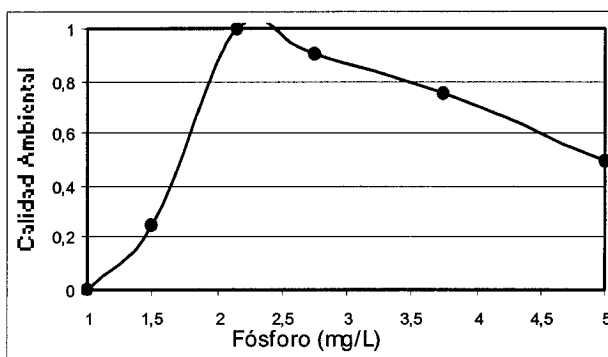


Figura 6.20. Función de transformación de las concentraciones de fósforo a unidades de calidad ambiental.

Las concentraciones de fósforo en el suelo ideales para el desarrollo de un cultivo están en un rango entre 2 y 3 mg/L. Concentraciones menores pueden traer como consecuencia deficiencias para el normal desarrollo de los cultivos y un exceso terminará precipitando en el suelo. En ambos casos se originará un efecto no deseable sobre el suelo que se traducirá en un impacto negativo.

La función de transformación (fig 6.20) presenta una curva con un máximo en torno a 2 mg/L y dos mínimos en los extremos. Cuando se producen deficiencias en el contenido de fósforo en el suelo, la pendiente de la curva es mayor que cuando se producen excesos pues los cultivos son mucho más sensibles a la escasez que al exceso de fósforo.

Nitrógeno

El nitrógeno tiene una doble significación para la valoración de los suelos. Por un lado, su condición de elemento nutritivo lo hace imprescindible para evaluar la fertilidad; por otro, su contenido total relacionado con el carbono (relación C/N) es uno de los parámetros clásicos de la edafología y, hoy por hoy, insustituible para valorar las características biológicas de los suelos.

La valoración de los nitratos no se suele practicar ya que los valores oscilan mucho a lo largo del año y se necesitaría por tanto una analítica continuada.

El análisis del amoníaco de cambio no resulta muy significativo, debido a que gran parte de los nitratos pueden pasar desde las formas orgánicas aminadas, siendo más interesante conocer el llamado nitrógeno mineralizable (es decir, la tasa de transformación del nitrógeno orgánico no asimilable por las plantas, en nitrógeno mineral, asimilable).

Tabla 6.31. Contenido de nitrógeno en el suelo.

Contenido de N en el suelo (g de N/100g de suelo)	Interpretación
< 0,05	Bajo
0,05 a 0,15	Medio
> 0,15	Alto

Fuente: Barreira, 1978

Diversos autores establecen rangos de contenido en nitrógeno, como es el caso de Barreira, (1978) que propone los que aparecen en la tabla 6.31.

Tabla 6.32. Contenido en nitrógeno total del suelo según el método del Nitrógeno Kjeldhal.

% de Nitrógeno total	Interpretación
0 a 0,05	Muy bajo
0,05 a 0,1	Bajo
0,1 a 0,2	Normal
0,2 a 0,4	Alto
> 0,4	Muy alto

Fuente: Cobertera, 1993

El concepto de reserva global de nitrógeno tiene su expresión en la valoración del contenido total de nitrógeno que incluye, sobre todo, el nitrógeno orgánico, ya que las otras formas (amoníaco, nitratos) suelen representar proporciones muy bajas.

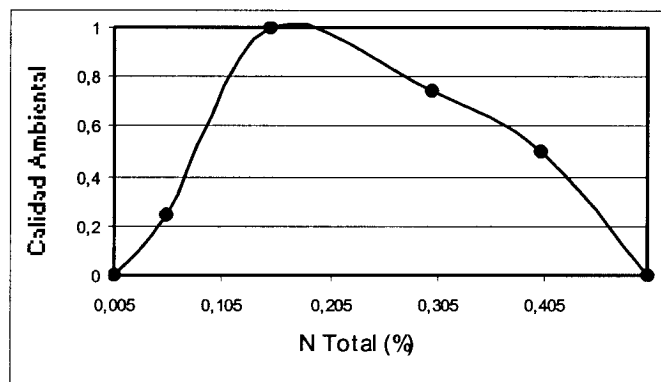


Figura 6.21. Función de transformación de los valores de nitrógeno total a unidades de calidad ambiental.

Pero para la valoración del nitrógeno total, el método más usado es el Kjeldhal, que al tratarse de un método unánimemente aceptado, tiene la ventaja de que los resultados son extrapolables entre unos y otros investigadores y publicaciones. Cobertera (1993) presenta una clasificación del nitrógeno total obtenido mediante este método (tabla 6.32). Basado en esta última clasificación, a continuación se propone como indicador de impacto sobre el suelo, el contenido en nitrógeno total (tabla 6.33).

Tabla 6.33. El nitrógeno* total como indicador del impacto ambiental de la IDT sobre el suelo.

Nitrógeno Total (%)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
0,005	Crítico	0
0,0525	Severo	0,25
0,15	Despreciable	1
0,3	Moderado	0,75
0,4	Severo	0,5
> 0,4	Crítico	0

* Obtenido mediante el método de Kjeldhal

El contenido de nitrógeno total apropiado en el suelo y, por tanto, el que no supone impacto es 0,15 %, basado en la clasificación de Cobretera, (1978). Valores menores y mayores de nitrógeno producen un impacto indeseable en el suelo, por defecto y por exceso respectivamente, que se va agravando a medida que los valores van siendo más próximos a los límites, superior (0,4%) e inferior (0%).

Según este indicador se ha construido la función de transformación (fig 6.21), que transforma los valores de nitrógeno total en unidades de calidad ambiental. Esta función está representada mediante una curva que presenta un máximo, aproximadamente, en su parte central y dos mínimos en los extremos, lo que demuestra que la calidad ambiental se hace menor para concentraciones extremas del indicador y que la mejor calidad ambiental se produce cuando el indicador presenta concentraciones intermedias.

Boro

El contenido en boro en las plantas varía con las especies, con la edad y los órganos analizados, se acepta que los síntomas de toxicidad generalmente aparecerán por encima de 2 mg/L. Estos síntomas coinciden en la mayoría de los cultivos con necrosis progresiva de las hojas que comienza por un amarilleamiento de los bordes, progresa entre los nervios laterales hacia la nerviatura central y termina con un oscurecimiento y la posterior necrosis. Las monocotiledóneas muestran necrosis en las puntas, mientras que en dicotiledóneas la necrosis es tanto marginal como apical. Existen excepciones, como la cebada, en donde la necrosis aparece primero en forma de manchas en la sección terminal de la hoja y finalmente las manchas necróticas se funden (Sardá y de Torres en Muñoz et al., 2002).

Los cultivos varían ampliamente en sus necesidades y en su tolerancia. Sin embargo, el rango entre deficiencia y toxicidad es muy estrecho, mas estrecho que en cualquier otro nutriente esencial. Por lo tanto, el boro debe ser utilizado muy cuidadosamente, especialmente en rotaciones con cultivos de diferente sensibilidad.

Las plantas tolerantes acumulan boro a una velocidad baja mientras que las sensibles lo hacen rápidamente. La deficiencia de boro generalmente detiene el crecimiento de la planta. Primero dejan de crecer los tejidos apicales y las hojas más jóvenes. Esto indica que el boro no se trasloca fácilmente. Las condiciones del suelo que favorecen la deficiencia son fundamentalmente las arenas, el pH elevado y la sequía.

Los suelos derivados de sedimentos marinos, los de regiones áridas o semiáridas o los derivados de una roca madre rica en boro, poseen importantes cantidades de éste, encontrándose éste en solución como ácido bórico o como bórax.

La adsorción del boro juega un papel importante en la determinación de la cantidad disponible para la absorción por las plantas. El boro asimilable (extraído en agua caliente), que consiste sobre todo en ácido bórico, es muy pequeño en relación al boro total (entre 0,1 y 3 mg/L). El boro total (entre 2 y 200 mg/L) que principalmente depende del tipo de suelo, se encuentra bajo las siguientes formas:

- En el interior de los minerales silicatados, no asimilable por las plantas.
- Adsorbido sobre los minerales arcillosos, con un máximo de adsorción hacia pH 8,5-9
- Adsorbido sobre hidróxidos de hierro y aluminio, con un máximo de absorción entre pH 8-9 para hidróxidos de hierro y hacia pH 7 para hidróxido de aluminio.
- Ligado a materia orgánica.

Generalmente al aumentar el pH del suelo, la adsorción del boro por parte de éste es mayor y, en consecuencia, la disponibilidad para las plantas menor.

Los factores que influyen en la disponibilidad del boro en el suelo son:

- La textura del suelo: Los suelos con textura ligera contienen en general mayores cantidades de boro soluble que los suelos de textura gruesa debido a que en estos el boro es adsorbido por la arcilla, quedando restringida la lixiviación.
- La materia orgánica: Es la fuente del B más importante en el suelo. En climas cálidos y secos, la descomposición de la materia orgánica en la parte superior del perfil del suelo es lenta. Esto puede llevar a una deficiencia de Boro. A temperaturas bajas, la descomposición de la materia orgánica también se hace lenta y se liberan bajas cantidades de B, afectando a muchos cultivos de clima frío.
- Las condiciones climáticas: El clima seco restringe la actividad de las raíces del suelo y esto puede causar una deficiencia temporal de B. El crecimiento de las raíces puede continuar, pero el potencial de producción del cultivo a menudo es menor que el normal. No obstante no en todos los cultivos los efectos son los mismos, sino que unos acumulan mas boro en condiciones de altas temperaturas y climas secos y otros lo hacen a bajas temperaturas y humedades más altas.
- El pH del suelo: El B está disponible para la planta en un rango de pH entre 5,0 y 7,0. A valores de pH más altos la absorción de B se reduce.
- Los componentes minerales del suelo: En suelos alcalinos con presencia de iones calcio libres la disponibilidad de boro es mucho menor. Lo mismo ocurre para el magnesio.

Los valores de boro asimilable aceptables se pueden estimar en torno a 0,5-1 ppm, debiendo considerar la relación con el calcio, ya que, como se ha visto, la deficiencia en boro puede provocar una deficiencia cálcica, aún en suelos calcáreos (Cobertera, 1993). Valores entre 0,1 y 0,5 mg/L de extracto saturado se consideran bajos y mayores de 1 mg/L de extracto saturado serán demasiado altos (tabla 6.34).

Tabla 6.34. Contenido de boro* en el suelo desde el punto de vista de su afección al cultivo. (Cobertera,1993).

mg/L Boro	Afección al cultivo
0,1 a 0,5	Bajo
0,5 a 1	Normal
>1	Alto

* En el extracto saturado

Dado que la actividad de IDT aportará boro con el vertido del agua residual, puede haber ocasiones en las que el boro represente un problema desde el punto de vista de su uso como suelo agrícola. Por tanto, en función de estos niveles de boro en el suelo, se propone el siguiente índice de impacto (tabla 6.35).

Tabla 6.35. El boro* como indicador del impacto ambiental de la IDT sobre el suelo.

Boro (mg/L)	Calidad Ambiental	Impacto Ambiental
0,1	0	Crítico
0,2	0,1	Crítico
0,35	0,25	Severo
0,5	0,6	Moderado
0,6	0,85	Despreciable
0,7	0,98	Despreciable
0,75	1	Despreciable
0,9	0,87	Despreciable
1	0,25	Severo
1,2	0	Crítico

* En el extracto saturado.

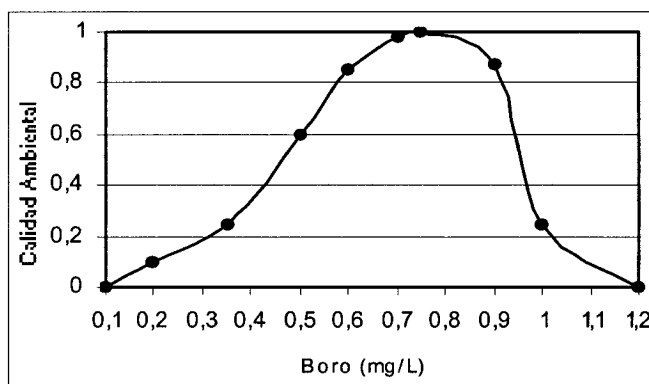


Figura 6.22. Función de transformación de los valores de boro en el suelo a unidades de calidad ambiental.

Hay un rango de concentraciones de boro, entre 0,6 y 0,9 mg/L en el que el impacto es despreciable. Concentraciones menores y mayores de las recogidas en el intervalo producen una afección a los cultivos cada vez más importante, ya por defecto, ya por exceso, lo que se traduce en un impacto que va desde moderado hasta crítico. La función de transformación correspondiente presenta por tanto un estrecho rango de concentraciones en las que el boro presente en el suelo no afecta ni por exceso ni por defecto a los cultivos, en general, ya que hay que tener en cuenta que no todas las plantas son igual de tolerantes. Para cultivos menos tolerantes, la curva se estrechará más entorno a los valores 0,6 y 0,9 mg/L de Boro.

Índice de impacto ambiental sobre el suelo

Los indicadores de impacto ambiental de la infiltración directa sobre el terreno desde el punto de vista del uso actual y potencial del suelo se han englobado en un índice de impacto ambiental cuya expresión es la siguiente:

$$IS = (C.H.x75) + (pHx50) + (Sal.x100) + (Kx60) + (Px60) + (Nx30) + (Bx80) = (IxP)$$

Donde IS es el índice de impacto sobre el suelo; I el indicador de impacto ambiental y P la importancia o peso dado a ese indicador en el índice de impacto.

Como se puede observar el mayor peso se le ha otorgado a la acumulación de sales, por ser el impacto más común en los suelos agrícolas por un lado y así como el efecto mas probable en el lecho filtrante por otro, dado que se vierte agua residual. A la salinidad le sigue en importancia el boro por sus efectos tóxicos sobre los cultivos y la conductividad hidráulica por su importancia tanto en el uso actual del suelo como lecho filtrante como en su uso potencial como suelo agrícola.

En la tabla 6.36 se presenta la interpretación del índice de impacto, de forma que permite calcular el impacto de un indicador por separado, una vez determinada su calidad ambiental por los métodos anteriormente descritos, o el índice completo, de manera que los valores más altos del índice corresponderán a impactos despreciables y viceversa.

El impacto será crítico y, por tanto no será necesario calcular el resto de los valores de los índices que componen el indicador cuando se produzca alguna de las siguientes circunstancias:

- Conductividad hidráulica $<0,2$ ó > 3 cm/h
- Salinidad > 12 mS/cm
- Boro $> 0,75$ mg/L

Tabla 6.36. Índice de impacto ambiental de la IDT sobre el suelo desde el punto de vista de su uso actual y potencial.

IMPACTO		Despreciable	Compatible	Moderado	Severo	Crítico
Calidad		0,9	0,8	0,5	0,25	0,1
INDICADORES	IMPORTANCIA					
Conduct. hidráulica	75	75 - 67,5	67,5 - 60	60 - 37,5	37,5 - 18,75	18,75 - 7,5
PH	50	50 - 45	45 - 40	40 - 25	25 - 12,5	12,5 - 5
Salinidad	100	100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25-10
Potasio	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Fósforo	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Nitrógeno	30	30 - 27	27 - 24	24 - 15	15 - 7,5	7,5 - 3
Boro	80	80 - 72	72 - 64	72 - 40	40 - 20	20 - 8
Índice máximo	455	455 - 410	410 - 364	364 - 228	228 - 114	114 - 46

6.7.- APLICACIÓN DE LOS ÍNDICES DE IMPACTO AMBIENTAL AL CASO DE DEHESAS DE GUADIX

En este apartado se aplican los indicadores e índices de impacto propuestos al caso de Dehesas de Guadix.

Indicadores de impacto ambiental sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso para riego

El agua subterránea en el entorno de Dehesas, ya en condiciones naturales presenta una de las condiciones que determinan una muy baja calidad ambiental: alto riesgo de sodificación dado que para un SAR:12-20 la C.E. es mayor que $2900 \mu\text{S}/\text{cm}$. No obstante se han calculado los índices de impacto, a fin de determinar el efecto del proceso de depuración sobre este componente ambiental.

En la tabla 6.37 se presenta el valor de los indicadores calculado a partir de las condiciones iniciales de la zona donde posteriormente se construiría la instalación de IDT y los calculados para las condiciones finales de la experiencia.

Tabla 6.37. Índices de impacto ambiental para el agua subterránea de Dehesas de Guadix desde el punto de vista de su uso para riego.

Indicador	C.A. Inicial	C.A. Final	C.A. _F -C.A. _I
Conductividad Eléctrica	0,26	0,30	0,04
Riesgo de sodificación	1	1	
T. Cloruro	1	1	0
T. Sodio	0,91	0,89	-0,02
T. Boro	1	1	0
T. Nitrato	0,54	0,60	0,06
Índice de impacto ambiental	174,1	190,1	65

Se puede apreciar que inicialmente la calidad ambiental del agua subterránea respecto a su conductividad eléctrica y su contenido en nitrato no es buena, a diferencia de lo que ocurre con el resto de los indicadores cuya calidad

ambiental inicial es excelente.

Desde el punto de vista de la salinidad se trata de agua de muy alta conductividad por lo que se recomienda que sólo se use en suelos muy permeables y con buen drenaje, empleando volúmenes en exceso para lavar las sales del suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.

Respecto al nitrato, dado que se encuentra en concentraciones límite, (próximas a 50 mg/L), la calidad ambiental inicial también es muy baja.

Al final de la experiencia no se observan cambios significativos, los indicadores que inicialmente mostraban una buena calidad ambiental siguen mostrándola y aquellos cuya calidad ambiental era deficiente parecen mejorar levemente pero no se produce ningún cambio digno de mención.

El valor obtenido para el índice en ambos momentos indica que el impacto ambiental es compatible con la actividad desarrollada por lo que desde el punto de vista del uso del agua para el riego se puede afirmar que hasta la fecha, la instalación de IDT no ha producido ningún impacto que pueda comprometer este uso.

Indicadores de impacto ambiental sobre el agua subterránea desde el punto de vista de su uso como agua de abastecimiento

En la tabla 6.38 se presentan los índices de impacto ambiental para el agua subterránea desde el punto de vista de su uso para abastecimiento. Inicialmente la calidad ambiental del agua para este uso es bastante buena excepto por el elevado contenido en sulfato. Al final del periodo de funcionamiento la situación prácticamente no cambia a excepción del cloruro que experimenta un importante aumento, lo que hace que la calidad ambiental se deteriore mucho, produciéndose un importante impacto que sería necesario controlar.

Tabla 6.38. Índices de impacto ambiental para el agua subterránea de Dehesas de Guadix desde el punto de vista de su uso potable.

Indicador	C.A. Inicial	C.A. Final	C.A. _F -C.A. _I
Nitrato	0,80	0,81	0,01
Nitrito	1	1	0
Amonio	1	1	0
Boro	0,75	0,78	0,03
Cloruro	0,84	0	-0,84
Sulfato	0	0	0
Índice de impacto ambiental	296,3	283,1	-13,2
Ausencia de microorganismos (0UFC/100ml)			

Respecto al índice de impacto se puede apreciar cómo la calidad ambiental disminuye ligeramente, se detecta un impacto mesurable, no obstante es tan pequeña la diferencia que se puede afirmar que el impacto producido es poco importante, consecuencia del

aumento en cloruros.

Indicadores de impacto ambiental sobre el suelo desde el punto de vista de su uso agrícola

Para el cálculo del índice de impacto sobre el suelo sólo se dispone de los datos para determinar el valor de algunos indicadores que son la conductividad hidráulica, el pH, la conductividad eléctrica y el nitrógeno, por tanto es necesario adaptar el índice para esta situación (tabla 6.39).

Tabla 6.39. Índices de impacto ambiental adaptado a los indicadores de que se dispone.

IMPACTO		Despreciable	Compatible	Moderado	Severo	Crítico
Calidad		0,9	0,8	0,5	0,25	0,1
INDICADORES	IMPORTANCIA					
Conduct. hidráulica	75	75 - 67,5	67,5 - 60	60 - 37,5	37,5 - 18,75	18,75 - 7,5
pH	50	50 - 45	45 - 40	40 - 25	25 - 12,5	12,5 - 5
Salinidad	100	100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25-10
Nitrógeno	30	30 - 27	27 - 24	24 - 15	15 - 7,5	7,5 - 3
Índice máximo		255	229,5 - 204	204 - 127,5	127,5 - 63,8	63,8 - 25,5

En la tabla 6.40 se presentan el índice de impacto para el suelo de Dehesas de Guadix desde el punto de vista de su uso agrícola. La calidad ambiental inicial no es muy buena respecto a todos los indicadores a excepción del nitrógeno que se encuentra en una concentración adecuada para este tipo de suelos. Al finalizar la experiencia no se producen cambios apreciables en la conductividad hidráulica ni en el pH pero si se produce una mejora respecto a la conductividad eléctrica debido al efecto del lavado del agua que se infiltra. El nitrógeno total presenta una importante disminución quizá también como consecuencia de ese lavado, lo que hace que empeore la calidad ambiental respecto a este indicador.

Tabla 6.40. Índice de impacto ambiental para el suelo de Dehesas de Guadix desde el punto de vista de su uso agrícola.

Indicador	C.A. Inicial	C.A. Final	C.A. _f -C.A. _i
Conductividad Hidráulica	0,2	0,2	0
PH	0,44	0,40	-0,04
Conductividad Eléctrica	0,35	0,62	0,27
Nitrógeno	0,94	0,20	-0,74
Índice de impacto ambiental	100,2	103	2,8

En conjunto el índice de impacto no experimenta variaciones relevantes, aunque la calidad mejora levemente.

En resumen a la vista de los resultados obtenidos en los tres índices se puede afirmar que, hasta la fecha, no se ha detectado ningún tipo de impacto ambiental sobre los usos tanto del agua subterránea, como del suelo como consecuencia de la IDT.

6.8.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

En este capítulo se ha pretendido dar una visión de conjunto de todos aquellos aspectos que deben ser tenidos en cuenta, tanto para evitar problemas ambientales debidos al empleo de la IDT como técnica de depuración de ARU, como para cuantificar el impacto en caso de que pueda llegar a producirse.

En Fernández *et al.* (2001) se realiza un estudio de impacto ambiental a la instalación de IDT de Dehesas de Guadix a través de la cual se puso de manifiesto cuáles eran los componentes más vulnerables para este tipo de actividad así como la necesidad de disponer de un sistema

de indicadores para la evaluación del impacto ambiental. Moreno *et al.* (2002d) da una serie de recomendaciones ambientales basadas en el estudio de este sistema de IDT de Dehesas de Guadix, las cuales se complementan con esta nueva aportación de índices e indicadores de impacto y vulnerabilidad ambiental.

A través de los indicadores de vulnerabilidad se puede determinar la idoneidad del lugar para albergar una instalación de este tipo y a través de los indicadores e índices de impacto se puede determinar en cada momento la calidad ambiental tanto del medio hídrico como del suelo (componentes ambientales más vulnerables desde el punto de vista de esta actividad), incluso durante el funcionamiento de la instalación.

En términos generales la vulnerabilidad sobre el suelo y la zona no saturada se puede evaluar teniendo en cuenta la capacidad de acumular de forma disponible nitrógeno, fósforo y potasio, la tendencia a acumular o lixiviar sales, la capacidad de mantener la estructura original del suelo y su permeabilidad.

Para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea se han propuesto como indicadores la concentración de nitratos, nitritos, fosfatos y potasio, la ausencia de bacterias de procedencia fecal y materia orgánica y la permeabilidad del suelo. Y para el agua superficial, la existencia de conexiones con el agua subterránea y el tiempo de tránsito.

Respecto a los indicadores de impacto ambiental, se han realizado varias propuestas, tanto para el agua como para el suelo.

Para el agua subterránea se han propuesto indicadores desde el punto de vista de su uso agrícola y de su uso para abastecimiento. Desde el punto de vista de su uso agrícola se han propuesto la salinidad, el riesgo de sodificación y la concentración de cloruro, sodio, boro y nitrógeno que pueden producir toxicidad. Desde el punto de vista del abastecimiento los indicadores propuestos han sido las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato, nitrito y amonio, boro, cloruro, sulfato e indicadores de contaminación microbiológica como *E. Coli*, *Enterococo* y *Clostridium sulfitorreductores*.

Los indicadores de impacto ambiental sobre el suelo propuestos han sido conductividad hidráulica, pH, salinidad y las concentraciones de potasio, fósforo, nitrógeno Kjeldhal y boro.

Estos indicadores de impacto ambiental son orientativos por lo que en algunos casos deberán ser adaptados en función de las condiciones ambientales naturales del lugar en el que se pretenda desarrollar esta actividad.

Por último, se han determinado los indicadores e índices ambientales propuestos para el caso de Dehesas de Guadix y se ha concluido que hasta la fecha no se han visto afectados los usos tanto del suelo como del agua subterránea como consecuencia de la IDT.

Capítulo 7
CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

Se presentan las conclusiones más relevantes obtenidas del desarrollo de este trabajo, se han agrupado en cinco epígrafes con objeto de dar respuesta a los objetivos planteados al principio del trabajo:

a) Eficacia de la Infiltración Directa Sobre Terrenos de Permeabilidad Reducida como método de depuración de aguas residuales urbanas.

A lo largo de todo el periodo que ha durado la experiencia se han aplicado 43,74 m de columna de agua, la lluvia ha aportado 1,37 m y la evapotranspiración ha retirado 3,92 m. El agua que queda almacenada en la zona no saturada se ha calculado en 5,15 m, por tanto la recarga eficaz estará formada por 36,05 m de columna de agua.

El agua residual aporta sustancias que no están presentes en el agua subterránea de la cual procede. Estos son fundamentalmente DQO, DBO, sólidos en suspensión, COT, amonio, sulfatos, fosfatos y turbidez. El sistema de decantación del agua residual previo a su aplicación al lecho filtrante es especialmente eficaz en la eliminación de algunos de estos componentes, alcanzándose porcentajes medios de eliminación de 48,6 % de sólidos en suspensión, 20 % de amonio, 6,4 % de carbono orgánico total, 25 % de DQO y 30 % de DBO.

Una vez que el agua es aplicada al lecho filtrante se incorpora a la solución del suelo, la mayor eliminación de sustancias exógenas se produce en los primeros 22 cm. Los componentes de la solución del suelo experimentan tres comportamientos distintos. Algunos como la DQO y la turbidez son eliminadas por filtración mecánica, oxidación y la actividad microbiana, otros por precipitación como el fósforo y el zinc. Parte del amonio pasa a la atmósfera en forma de N_2 pero la mayoría se oxida a nitrato llegando al agua de recarga aproximadamente un 78 % del nitrógeno total. Los aniones y cationes se concentran en una franja que se encuentra alrededor de los 80 cm de profundidad, zona en que se sitúa el límite de evaporación. Tan sólo el bicarbonato aumenta en profundidad debido a la disolución de CO_2 como resultado de la actividad bacteriana.

Los rendimientos obtenidos en la depuración a 135 cm de profundidad muestran que el sistema es muy eficiente en la eliminación de DQO (97,5 %), turbidez (96,8 %) y fosfato (94,4 %), mayor de lo considerado normal para este tipo de sistemas de depuración, y es menos eficiente en la eliminación de nitrógeno total (18,9 %), no obstante este valor se encuentra dentro del rango normal para estos sistemas de depuración. Para mejorar este rendimiento sería necesario mantener las condiciones reductoras durante mas tiempo, bien modificando los ciclos de humectación/desecado de las balsas de infiltración o bien reduciendo el tamaño de éstas.

El sulfato, magnesio, calcio, sodio, potasio, cloruro, boro y nitrógeno total pasan mayoritariamente al agua de recarga, y serán los que en un determinado momento lleguen al agua subterránea. De estas especies el sulfato, el magnesio y el calcio al atravesar la zona no saturada experimentan una concentración del 98%, 9% y 11,6% respectivamente, principalmente por disolución del material que forma la matriz.

Otra especie como la sílice, el bicarbonato y el hierro presentan una concentración en el agua de recarga (47,6%, 121,7% y 48%), bien por precipitación, caso de la sílice y el hierro bien por pérdida en forma de CO_2 , caso del bicarbonato.

b) Acerca de las técnicas y procedimientos más adecuados para el control del proceso de depuración y la evolución del agua y del lecho filtrante.

Se ha demostrado que para la toma de muestras de la solución del suelo en este tipo de materiales el empleo de lisímetros con drenes horizontales no es adecuado, siendo el método más eficaz las cápsulas de succión de cerámica porosa.

c) Cuantificación del impacto sobre el medio hídrico, el suelo y la zona no saturada.

El estudio de la evolución del agua subterránea durante todo el periodo de funcionamiento del sistema, que ha sido de 4 años y 8 meses, ha dado como resultado que todos los parámetros analizados muestran un comportamiento similar que se caracteriza por dos hechos remarcables: (1) Al comienzo del muestreo se observa una cierta dispersión de los valores que con el tiempo se agrupan dentro de una franja estrecha, entorno a la composición media del agua del acuífero. Esto se debe a que los sondeos de investigación requieren un tiempo de estabilización hasta que los aditivos empleados en su construcción así como las materias introducidas en el acuífero durante las obras desaparecen. De hecho estas fluctuaciones tan acusadas no se producen en los sondeos de referencia. (2) Las oscilaciones temporales en la concentración de todos los parámetros, incluso de los indicadores de afección como nitratos, fósforo o sodio, son similares en todos los puntos controlados, tanto en los que podrían verse afectados por el proceso de depuración como en los que, por estar aguas arriba, no se verían afectados, lo que indica que se deben a la variabilidad natural del acuífero y no a la acción puntual de la aplicación del agua residual.

La aplicación del agua a depurar sobre el lecho filtrante origina una uniformización del contenido en sales solubles, conductividad eléctrica, carbonatos y sodio. Se crea un gradiente en el valor de la CIC y de concentración de los compuestos del nitrógeno, la materia orgánica y el fósforo. Tras un lavado inicial, se produce la estabilización de algunas variables como las sales solubles cuya concentración tiende a igualarse a la del agua residual. Paralelamente se incrementa la actividad biológica dando lugar a la rápida degradación de la materia orgánica, un aumento del CO₂, y, en consecuencia una disminución del pH, aunque éste sigue siendo básico. Comienza un proceso de descarbonatación que puede dar lugar al transporte de carbonatos hacia horizontes más profundos y a la formación, a la larga, de niveles cementados de baja permeabilidad. Se produce un incremento del fósforo disponible, el nitrato permanece prácticamente constante, con la mejora que ello supone desde el punto de vista de la nutrición vegetal.

El estudio de los aspectos microbiológicos ha demostrado la eficacia de la IDT en la eliminación de bacterias fecales y la presencia en el agua subterránea de Dehesas de microorganismos indicadores de contaminación (enterococos) provocada por el riego con agua residual bruta y por las fugas procedentes de las balsas de cocido de esparto.

En resumen, se puede afirmar que no se aprecia afección a las aguas subterráneas por el desarrollo del proceso de depuración de aguas residuales mediante IDT, por tanto, se demuestra que durante toda la experiencia el suelo y la zona no saturada se han comportando como un sistema de depuración eficaz. Además la aptitud agrícola del suelo también se ha visto incrementada.

d) Propuesta de criterios de análisis de aptitud del medio para albergar un sistema de IDT

Basándose en la idea de que un medio será apto para albergar este tipo de actividad siempre y cuando que: 1) Reúna las condiciones necesarias para que el proceso de depuración pueda llevarse a cabo de forma eficiente y 2) Esto no suponga una afección grave de los principales componentes del medio que van a intervenir o pueden verse afectados por el resultado del proceso. Se han propuesto indicadores de vulnerabilidad sobre el suelo y la zona no saturada y sobre el agua subterránea y superficial, para evaluar a priori la capacidad del medio para albergar esta actividad dado que éstos son los componentes ambientales que se verían más afectados en caso de que el sistema no pudiera funcionar adecuadamente.

Se proponen como indicadores de vulnerabilidad sobre los componentes sensibles: 1) para el suelo y la zona no saturada la capacidad de acumular de forma disponible los tres macronutrientes esenciales, N, P y K, la tendencia a acumular o lixiviar sales, la capacidad de mantener su estructura original, (determinada por la cantidad y tipo de arcillas, de materia orgánica y sodio presentes) y la permeabilidad. 2) Sobre el medio hídrico subterráneo el que la concentración de nitrato, nitrito y amonio, fosfato y potasio no sea superior a la del agua receptora, la ausencia de bacterias indicadoras y materia orgánica y la permeabilidad del suelo. 3) Y sobre el agua superficial la existencia o no de conexión entre el agua superficial y subterránea y el tiempo de tránsito.

e) Criterios de viabilidad técnica y ambiental.

El sistema de IDT puede producir un impacto ambiental si su funcionamiento es deficiente, por tanto para evaluar la viabilidad ambiental se han propuesto índices de impacto basados en criterios técnicos y ambientales que nos permitan determinar el buen funcionamiento del proceso.

Basándonos en la premisa de que se produce impacto ambiental cuando el uso actual o potencial de suelo se ve modificado se han propuesto índices de impacto para el lecho filtrante y el agua subterránea construidos a partir de una serie de indicadores:

Salinidad, contenido en nitrógeno (nitrito, nitrato y amonio), boro, cloruros y sodio y riesgo de sodificación para el cálculo del índice de impacto sobre el agua subterránea para uso agrícola. Contenido de nitrato, nitrito y amonio, boro, cloruro y sulfato, así como el de microorganismos indicadores de contaminación fecal (*Escherichia Coli*, *Enterococo* y *Clostridium Perfringens*) para el cálculo del índice si el uso es el abastecimiento.

Los indicadores empleados para el estudio del impacto sobre el suelo han sido la conductividad hidráulica, el pH, la salinidad y el contenido en potasio, fósforo, nitrógeno Kjeldhal y Boro.

Estos índices han sido aplicados al caso de Dehesas de Guadix y se ha demostrado que hasta la fecha, el medio no se ha visto afectado en términos de impacto medible por el funcionamiento de la instalación.

Capítulo 8

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acha Ch. R., Duchovni I., Kanarek A., Izakson N. y Rebhun M. (1996). Retardation factors and breakthrough times of organic micropollutants in groundwater recharged with effluents. *Water Science and Technology*. 33(10-11):391-399.
- 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.
- Anderson, J.U.; Bailey, O. y Dregne H.A. (1972). Short-term effects on irrigation with high sodium waters. *Soil Science*. 113(5):358-362.
- 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. (1992). Artificial recharge of groundwater with reclaimed municipal wastewater: current status and proposed criteria. *Water Science and Technology*. 5(12):87-92.
- Asano T. y Cotruvo A. (2004). Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater health and regulatory considerations. *Water Research*. 38: 1914-1951.
- Ayers, R.S. y Wescot, D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO, Irrigation and drainage, paper n° 29, rev.1, Roma.
- Báez, A. (2002). Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Monografía Curso de postgrado en Producción Vegetal. Facultad de ciencias agrarias. Universidad Nacional Mar de Plata.
- Batjes, N.H. y Bridges, E.M. (1991). Mapping of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at a Scale of 1: 5,000,000. Proceedings of an International Workshop held at Wageningen, the Netherlands 20-23 March 1991. ISRIC, Wageningen, The Netherlands.
- Batjes, N.H. y Bridges E.M. (1993). Soil vulnerability to pollution in Europe. *Soil Use and Management*, 9:25-29.
- Barreira E.A. (1978). Fundamentos de edafología para la agricultura. Buenos Aires, Hemisferio Sur.
- Bernstein, L. (1974). Crop growth and salinity. In: Shilfgaarde J. Van (ed) *Drainage for agriculture*. Agronomy 17:39-54.
- Bernstein, L. (1975). Effects of salinity and sodicity on plants growth. *Annu. Rev. Phytopathol.* 13:295-312.
- Blevins D. G. y Lukaszewski K. M. (1998). Boron in plant structure and function. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. 49: 489-500.
- Boutin, C.; Lienard, A.; Romain, J.L.; Beyeler, L. (1993). Experimental plants for very small communities choice and desing criteria for 5 different processes. *Water Science and Technology*. 28(10):9-16.
- 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. (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 y Chaney R.L. (1974a). Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*. Vol.26. San Francisco, C.A: Academic Press.

- Bouwer H., Rice R.C. y Escarcega E.D. (1974b). High-rate land treatment I: Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 46(5): 834-843.
- Bouwer H., Lance J.C. y Riggs M.S. (1974c). 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., 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., 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.
- Brissaud F. (1999). La depuració de les aigües urbanes per infiltració percolació. *Recursos d'aigua*. Fundació AGBAR. Barcelona. pp: 222-240.
- Brissaud F.; Lesavre J.; (1993). Infiltration percolation in Fance – 10 years experience. *Water Science and Technology*. Vol 28, Iss 10, pp 73-81.
- Cadahia López, C. (1997). *Fertirrigación*. Mundi-Prensa. Madrid
- Campbell D.J., Henshall J.K. (1991). Bulk density. En Smith K. A. Y Mullins C. E. (Eds). *Soil análisis. Physical methods*. Marcel Dekker. New York.USA. pp 329-366.
- Cánovas J. (1986). *Calidad agronómica de las aguas de riego*. Servicio de Extensión Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Carlson R., Linstedt K., Bennett E. y Hartman R. (1982). Rapid infiltration treatment of primary and secondary effluents. *Journal WPCF* 54 (3): 270-280.
- Carricaburu J. (1999). Identificación de los problemas más frecuentes en aguas de riego uruguayas. Dirección general de recursos naturales renovables del Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Montevideo.
- 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.
- Castillo Martín A., Cabrera Jordán J., Fernández Artigas M., García-Villanova Ruiz B., Hernández Ruiz J., Laguna Sorinas J., Nogales Vargas-Machuca R. y Picazo Muñoz J. (1994). Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas. Junta de Andalucía, Sevilla.
- 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.
- Chirinos I.J. (1999). Variación de la conductividad hidráulica en suelos saturados en relación a la concentración de sodio presente en soluciones. *Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Zulia*. Maracaibo, julio-agosto de 1999. Vol. 16, No. 4, págs. 337-461.
- Cobertera E. (1993). *Edafología Aplicada*. Ed. Cátedra. Madrid.
- Conesa V. (1997). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Mundi Prensa. 412p. Madrid.
- Conti M.E. (2000). Dinámica de liberación y fijación de potasio en el suelo. *Informaciones Agronómicas de Cono Sul*. Infofos vol. 8. Diciembre de 2000.
- Correa R.S., Melo Filho B. y Bernardes R.S. (2000). Wastewater disposal for pollution control and inducing revegetation on degraded land. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 4(2):252-256.
- Crahet M. (1967). Le pH des sols calcaires. *Bulletin AFES* July-August No.4.
- Crites R.W., Reed S.C., Bastian R.K. (2001). Applying treated wastewater to land. *Biorecycle*. 42(4):32-36.

- Cui LH., Zhu XZ., Li GX., Zhang BL., Bai Y. y Zhang ZX. (2000). Artificial soil rapid infiltration system for treating municipal wastewater in the west of Beijing. *China Environmental Science*. 20(1):45-48.
- Custodio, E y Llamas, M.R. (1983). *Hidrología subterránea*. Tomo II. Ed. Omega. Barcelona.
- Custodio, E. (1986). Recarga artificial de acuíferos. Avances y realizaciones. Boletín de información y estudios nº 45 MOPU. Servicio Geológico. Ministerio de obras Públicas y Urbanismo.
- D'Amore F. Scandiffio G. Panichi C. (1983). Some observations on the chemical classification of ground waters. *Geothermics*. 12 (2/3):141-148
- DeSimone L.A. y Howes B.L. (1998). Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: A mass balance approach. *Water Resources Research*. 34(2):271-285.
- Directiva 91/271/Cee sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.
- Douchafour, Ph. (1984). *Edafología I. Edafogénesis y clasificación*. Ed. Masson. Barcelona.
- 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.
- Drewes J.E., Heberer T y Reddersen K. (2002). Fate of pharmaceuticals during potable reuse. *Water Science and Technology*. 46(3):73-80.
- Drewes J.E. y Jekel M. (1996). Simulation of groundwater research with advanced treated wastewater. *Water Science and Technology*. 33(10-11):409-418.
- Drewes J.E. y Jekel M. (1998). Behavior of DOC and AOX using advanced treated wastewater for groundwater recharge. *Water Research*. 32(10):3125-3133.
- Emerson W.W. 1983. Interparticle bonding. p 477-498. En: *Soil: An Australian viewpoint* CSIRO. Div. Soil Melbourne. Academic press, London.
- Esteban Bolea, M.T. (1984). *Evaluación del impacto ambiental*. Madrid.
- FAO (1976). *Calidad del agua para la agricultura*. Nº 29. Ed FAO. Roma .97p. ISBN: 92-5-100093-X
- FAO (1990). *Evaluación de tierras para la agricultura de regadío: directivas*. Bol. Suelos FAO nº 55, Roma
- FAO y ISRIC (2000). *Soil vulnerability to diffuse pollution in Central and Eastern Europe*.
- 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.
- Fernandez García, F. (1996). *Manual de climatología aplicada*. Clima, medio ambiente y planificación. Serie: Espacios y Sociedades. Ed. Síntesis, S.A. nº pp. Madrid.
- Ferreira H., Uchoa S.C.P. y Asis Jr R.N. (1991). Efeito da concentração salina e de relação de adsorção de solio sobre a condutividade hidráulica do solo saturado. En: *XXIII Congresso Brasileiro de Ciência do solo*. Porto Alegre-R.S, Julho. p.178.

Frenkel H., Goertzen J.O., y Rhoades J.D. (1978). Effect of clay type and content, ESP and electrolyte concentration on clay dispersion and hydraulic conductivity. *Soil Science American Journal*. Madison. 42:32-39.

Frink C.R. y G.J. Bugbee. 1987. Response of potted plants and vegetable seedlings to chlorinated water. *HortScience* 22: 581-583.

Fitzpatrick E.A. 1980. *Soils, their formation classification and distribution*. Logman Group Limited. London.

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.

Gardner W.R., Mayhugh M.S., Gertzen J.O. y Bower C.A. (1989). Effect of electrolyte concentration and exchangeable sodium percentage on diffusivity of water of soils. *Soil Science*. Baltimore, 147(1):28-33.

Gerba C.P., Wallis C. y Melnick J.L. (1975). Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *ASCE Journal of Irrigation and Drainage Division*, IR3: pp. 157-174.

Glazovskaya M.A.(1991). Metodological guidelines for forecasting the geochemical susceptibility of soil technogenic pollution. *Tech Pap* 22. pp. 40. CTB-ISRIC, Wageningen.

Gómez Orea, D. (1999). *Evaluación del impacto ambiental*. Mundi-Prensa. 701p. Madrid.

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.

He J.T., Zhong Z.S., Tang M.G. y Chen H.H. (2002). Experimental research of constructed rapid infiltration wastewater treating system. *China Environmental Science*. 22(3):239-248.

Hesterberg, D., Stigliani, W.M. and Imeson, A.C. (eds.) (1992) *Chemical time bombs; linkages to scenarios of socioeconomic development*, IIASA Exec. Rep. 20, IIASA, Laxenburg, Austria, 28 pp.

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.

Houston S.L., Rahardjo H. (ed), Toll D.G (ed) y Leong E.C. (2000). Geotechnical aspects of groundwater recharge in arid regions. *Unsaturated Soils for Asia*. Proceedings of the Asian Conference on Unsaturated Soils. 2000. Singapur 18 y 19 de mayo de 2000. P:69-82.

Hufty A. (1984). *Introducción a la climatología*. Ed. Ariel Geográfica, S.A. n° pp.

IEA 2003. *Sistema de información multiterritorial de Andalucía*. Web del Instituto de Estadística de Andalucía.

ISRIC. (1993). *Procedures for Soil Analysis*. Wageningen: International Soil Reference and Information Centre.

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 Provincial de Granada Ed. 83 pp.

ITGE. (1997). *Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico*. ITGE. 34 p.p.

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.

Jiménez Salas J.A. y Justo Alpañes J.L. (1975). *Geotécnica y cimientos. Propiedades de los suelos y de las rocas*. 466 p.p.

Johnson J.S., Baker L.A. y Fox, P. (1999). Geochemical transformations during artificial groundwater recharge: soil-water interactions of inorganic constituents. *Water Research*. 33(1):196-202.

Kanarek A., Ahoroni 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.

Kovda V.A. (1973). *Irrigation, drainage and salinity: an international source book*. FAO-UNESCO, Hutchinson, URSS. 510p.

Kruzic A.P. (1994). *Natural Treatment Systems*. *Water Environmental Research*. Vol 66, Iss4, pp 522-526.

Landon J.R. (1984). *Tropical soil manual*. Booker Agriculture. International Limited. 450 pp. Londres.

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.

Laver D.A. (1988). Vertical distribution in soil of sprinkler-applied phosphorus. *Soil Science Society of American Journal*. vol.52(3-4):862-867.

Leach L.E., Enfield C.G. y Harlin C.C. (1980). Summary of long-term rapid infiltration system studies. EPA-600/2-80-165.

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 del Régimen Local.

Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.

Li G., Tang Z., Mays L.W. y Fox P. (2000). New methodology for optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Resources Management*. 14(1):13-33.

Lorente J.M^a. (1966). *Meteorología*. Cuarta edición. Ed. Labor. Barcelona.

Mcintyre D.S. (1976). Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. *Australian Journal Soil Research*. 17: 115-120.

Mc Neal, B.L. y Coleman N.T. (1966). Effects of solution composition on soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Am. Proc. Madison*, 20:308-312.

Mc Neal, B.L., Layfield, D.A.; Norvell, W.A. y Rhoades, J.D. (1968). Factors influencing hydraulic conductivity of soils in the presence of mixed salt solutions. *Soil Science American Journal*. Madison, 32:187-190.

Mantecón Gómez R.; Martín Machuca M. and Cantos Robles R. (1991). Depuración de aguas residuales de origen urbano mediante técnicas de infiltración rápida en el subsuelo. III Simposio del agua en Andalucía (SIAGA).

- Martel C.J. (1988). New approach for sizing rapid infiltration systems. *Journal of Environmental Engineering*. 14(Febrero):211-215.
- Maas E. V. (1984). Crop tolerance. *Calif. Agric.* 38(10):20-21.
- Maas E.V. (1986). Salt tolerance of plants. *Applied Agricultural Research*. 1:12-26.
- Martínez J.L., de la Fuente M.M. y Muñoz E. El boro en los vertidos industriales. *Ingeniería Química*. 9: 163-169 1999.
- Martinez-Raya A., Francia J.R., Cuadros S. y Aguilar J. (1996): Field evaluation of runoff and erosion controls by scrub with feasible economic exploitation. *European Congress on Erosion Control*.
- McCarty P.L., Reinhard M. y Rittman B.E. (1981). Trace organics in groundwater. *Environmental Science and Technology*. 15:40-51.
- Mengel K y Kirkby E.A. (1987). Principios de nutrición vegetal. Instituto Internacional de la Potasa. Potasio: 377-393.
- Metcalf-Eddy (1998). *Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. 3ª ed. ED. Labor S.A 969 p.p.
- Moleiro León L.F. (2003). Definición e identificación de los Indicadores Hidroambientales. Cuba: Medio Ambiente y Desarrollo. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente, vol. 4. <http://www.medioambiente.cu/revistama/articulo44.htm>.
- Moreno Merino L., Liquiñano Garrido M^cC., Rubio Campos J.C. y Murillo Díaz J.M.; Eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea. (2001a). *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 111-5, 47-62.
- Moreno Merino, L.; Fernández Jurado, M.A.; Calaforra Chordi, J.M. (2001b). La infiltración directa sobre el terreno, una alternativa de reducido impacto ambiental. *Hidropres*, vol. 32-Dic.2001, Ed. Entorno Gráfico. pp:42-58.
- Moreno Merino, L; Gómez López, J.A.; Murillo Díaz, J.M.; (2002a). Depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. El modelo experimental de Dehesas de Guadix (Granada). *Ingeniería Civil*. N° 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. y Calaforra Chordi, J.M. (2002b). 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. y De la Orden Gómez, J.A.(2002c). 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.
- Moreno Merino L., Fernández Jurado M.A., Rubio J.C., Calaforra J.M., López Geta J.A., Beas J., Alcaín G., Murillo J.M. y Gómez J.A. (2002d). La depuración de las aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. *Fundamentos y casos prácticos*. ISBN 84-7840-464-3. 167 p.
- Mualem Y. 1976. A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12:513-522.
- Mujeriego R. (1990). Riego con agua residual municipal regenerada. Manual práctico. 481 p.p. Rafael Mujeriego, Ed. Ediciones de la Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona.
- Muñoz E; De la Fuente, M; Rodríguez, M.J. (2002). Toxicidad del boro en las plantas. *Encuentros en la biología*. Nov 2002, vol. 82.

- Muszkai 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.
- Nadai Andreoli F., Ihlenfeld RG. y Costa Teixeira E. (1999). Infiltration basin as an alternative for reuse of sewage water treatment, in the removal of COD (Chemical Oxygen demand), SS (suspended solids) and nitrogen. *Sanare*. 11(11):9-18.
- Navarrete P. (1988). Normativa referente a la calidad de las aguas para abastecimiento urbano, de bebida envasadas, agricultura e industria. IGME. Documento sin publicar.
- Nema P; Ojha C.S.P; Kumar A y Khanna P (2001). Techno-economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent al Ahmedabad, India. *Water Science and Technology*. 35(9):2179-2190.
- Nieto P. y Alamy Z. (1994). Depuración natural de aguas residuales brutas mediante infiltración controlada. Una experiencia en marcha. Parte I. Desarrollo del proyecto. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-1. A o 1994 (102-109).
- Nieto P., Brissaud F. y Mottier V. (1994). Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-3. A o 1994 (272-277).
- Nieto P. (1996). La infiltración controlada de las aguas residuales urbanas brutas en las zonas costeras. *Ingeniería Civil*. Nº 101. pp: 13-20.
- Oster, J.D. y Schroer F.W. (1979). Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Soil Science American Journal*. 43:444-447.
- Oster J.D. y Sposito, G. (1980). The Gapon coefficient and the exchange able sodium percentage sodium adsorption ratio relation. *Soil Science American Journal*. Madison. 44:258-260.
- Peech, N. (1965). Hydrogen ion activity. In C.A. Black; Evans D. D.; White J.L. Ensminger L. E.; Clark F.E. (Eds). *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy. Madison. Wisconsin. pp 914-926.
- Peineman, N., Diaz-Zorita, M, Villamil, M.B., Lusarreta, H y Grunewald, D. (1998). Consecuencias del riego complementario sobre propiedades edáficas en la llanura pampeana. *Actas XVI Congreso Argentino de la Ciencia de Suelo, Villa Carlos Pz, mayo de 1998, 7-8.*
- Polo M.J., Lafuente P. y Giráldez J.V. (2003). Variabilidad espacial de la conductividad hidráulica saturada en suelos de olivar y su influencia en el balance hidrogeológico global. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*. vol VI:209-213. Álvarez-Benedí y P.Marinero (Eds).
- Porchet M. y Laferrere H. (1935). Determination des caracteristiques hydrodynamiques des sols en place. Ch. IV. *Annal. Mem. Notes Techniques*, 64:5-68.
- Porta Casenellas J.L., López-Acevedo Reguerin M.y Roquero de Laburu C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ed: Mundi-prensa. 880p. ISBN: 84-7114-784-X
- Potash and Phosphate Institute. (1988). *Manual de fertilidad de suelos*. Atlanta USA. 85p.
- Powelson D.K., Gerba C.P. y Yahya M.T. (1993). Virus transport and removal in wastewater during aquifer recharge. *Water Research*. 27(4):583-590.
- 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.
- Quirk J.P. y Schofield R.K. (1955). The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *Soil Science Journal*. 6:163-178.
- 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.

- Quanrud D. M., Hafer J., Karpiscak M. M., Zhang J, Lansey K. E. y Arnold R. G. (2003). Fate of organics soil-aquifer treatment: sustainability of removals in the field. *Water Research* 37:3401-3411.
- Ramalho R. S. (1993). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Reverté S.A.
- Ramos C. (1997). El uso de aguas residuales en riegos localizados y en cultivos hidropónicos. Fórum Internacional de Horticultura y Tecnología (Fitech), III FITECH - La automatización de la Hidroponía y Fertirrigación, Valencia (España) 14, 15 y 16 de octubre de 1997.
- Rav-Acha C., Duchovni I., Kanarek A., Izakson N. y Rebhun M. (1996). Retardation factors and breakthrough times organic micropollutants en groundwater recharged with effluents. *Water Science and Technology*. 33(10-11):391.
- Real Decreto 104/2003. Guía para la calidad del agua de bebida.
- 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.
- Rhoades, J.D. (1972). Quality of water for irrigation. *Soil Science*. 113:227-284.
- Rhoades, J.D. (1977). Potential for using saline agricultural drainage waters for irrigation. *Proc. Water Management for Irrigation and Drainage*. ASCE, Reno, Nevada. 20-22 July 1977. pp. 85-116.
- 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.
- Richards L.A. (1954). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. *Manual de Agricultura* n° 60. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. 171 pp.
- Roldán Fernández A. (1985). *Notas para una climatología de Madrid*. Instituto Nacional de Meteorología.
- Russo D y Bresler E. (1977). Effect of mixed Na/Ca solution on the hydraulic properties of unsaturated soils. *Soil Science Society American Journal*. 41:731-737.
- Salas J.J. (2000). Depuración de aguas residuales mediante tecnologías no convencionales. *Retema*. 78:21-38.
- Saunders L.C.U., Libardi P.L. y Reichardt K. (1978). Conductividade hidráulica de Terra Roxa Estruturada em condições de campo. *R. Bras. Ci. Solo, Campinas*, 2:164-167.
- Schultz L. G.(1964). Quantitative interpretation of mineralogical composition from x-rays and chemical data for the Pierre Shale, in *Analytical Methods in Geochemical Investigation of the Pierre Shale*: Prof. Paper. 3914, p. C1-C31.
- Shainberg I. (1984). The effect of electrolyte concentration on the hydraulic properties of sodic soils. p:49-64. En: Shainberg, I y Shalhevet, J.(ed). *Soil salinity under irrigation*. Ecological Studies. vol.51 Springer-Verlag, New York.
- Seoánez Calvo, M. (1999). *Aguas residuales urbanas*. 2ª Ed. Mundi-Prensa. 368p. ISBN: 847114798X
- Slater C.S. (1957). Cylinder infiltration for determining ratios of irrigation. *Soil Sci. Soc. Am Proc*. 21:457.
- Soliman M.M. et al. (1995). Recharging of contaminated aquifer with reclaimed sewage water. *Environ. Geology*. 25:211.
- Solórzano P. (1989). Efectos de las prácticas agrícolas sobre el tipo y forma de aplicación de los fertilizantes fosfatados. En: *Memoria. Primer Seminario de Fósforo en la Agricultura Venezolana*. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo. Caracas.
- Solórzano P.R.; Giménez, R. y Silva, O. (1994). Movimiento vertical de diferentes fuentes de fósforo en dos suelos de texturas contrastantes. *Venesuelos*. vol:2(2):86-88.

- Stigliani W.M. (1988) Changes in valued "capacities" of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects, *Int. J. Env. Mon. and Assess.*, 10, 245- 307.
- Tames Alarcón C y Peral T. (1965). *Ensayos rápidos semicuantitativos para la caracterización de suelos con fines agrícolas*. 3ª ed. Instituto Nacional de Investigaciones Agronomicas. Madrid.
- 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 A. Y Mays L.W. (1998). Genetic algorithms for optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Resources Management*. 12(5):375-396.
- 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.
- Thorntwaite C.W. (1948). An approach to a rational classification of climate. *Geog. Rev.* (38):55-94.
- Thorntwaite C.W. y Matter J.R. (1957). *Instructions and tables for Computing Potential Evapotranspiration and Water Balances*. Centerton. Nueva Jersey
- Tian GM. (2002). Mechanism of COD removal in artificial rapid infiltration system. *Acta Pedologica Sinica*. 39(1):127-134.
- USDA (1971). *Guide for Interpreting Engineering Uses of Soils*. 87 pp. Washington: U.S. Government Printing Office.
- USEPA (1977). *Process design manual for land treatment of municipal wastewater*. EPA 625/1-77-008. Environmental Research Information Center Technology Transfer. Office of Water Program Operations.
- USEPA (1980). *Summary of long-term rapid infiltration system studies*. EPA 600/2-80-165. Robert S. Kerr environmental research laboratory. Office of research and development U.S. Environmental Protection Agency. Ada, Oklahoma.
- 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.
- USEPA (1984). *Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow*. U.S. Environmental Protection Agency, 625/1-81-013ª.
- 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.
- Vence, A. (1996). Efecto de la calidad de las aguas de riego sobre algunas propiedades físicas de dos suelos del sudeste bonaerense. Trabajo de intensificación. Curso de captación para asesores. Módulo agrícola FUNDACREA. Junio de 1996. 31pp.
- Villa F. y McLeod (2002). Environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-making: Guidelines and Applications. *Environmental Management*. 29(3): 335-348.
- 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.
- 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.

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.

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.

Youngs, E. G. (1991). Hydraulic conductivity of saturated soils, en Smith, K. A. y Mullins, C. E. (Eds), *Soil Analysis: Physical Methods*, Marcel Dekker, New York, 161-207.

Zubillaga, M.M. y Conti M. (1996). Availability of exchangeable and non exchangeable K in Argentine soils with different mineralogies . *Journal of Plant Nutrition and Soil Science. Z. Pflanzenernahz. Bodenk.*, vol.159: 149-153.

Anexo I

Experiencia en España y otros países en el empleo de la IDT

Principales aportaciones de la investigación científica de los últimos 30 años, al desarrollo de la infiltración directa sobre el terreno, como técnica para la depuración de aguas residuales urbanas

M.A. Fernández Jurado y L. Moreno Merino

Instituto Geológico y Minero de España. C/ Ríos Rosas 23. 28003 Madrid, España.
E-mail: l.moreno@igme.es

RESUMEN

La infiltración directa sobre el terreno es una técnica eficaz y de bajo costo, que permite depurar aguas residuales urbanas, aprovechando únicamente procesos naturales. La aportación científica al conocimiento de los procesos implicados en esta técnica ha sido relativamente abundante en los últimos 30 años. Los temas tratados son muy diversos: dinámica de los contaminantes en el suelo y el subsuelo, procesos de colmatación del lecho filtrante, optimización de los ciclos de humectación-desechado y, más recientemente, el estudio del impacto ambiental y de los efectos a largo plazo sobre el medio ambiente y los ecosistemas. Sin embargo, los interesados en este campo encontrarán que la información se encuentra dispersa y sin sistematizar. Esta publicación es una aportación a la ordenación del conocimiento de las bases científicas de la depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa en el terreno; en ella se resumen las aportaciones más importantes hechas por los equipos de investigación más relevantes en este campo a lo largo de los últimos 30 años.

Palabras clave: aguas residuales urbanas, depuración, infiltración rápida

Main contributions of the scientific research in the last 30 years to the development of the direct infiltration in the soil as a technique to purificate urban wastewater

ABSTRACT

Direct infiltration in the soil is an effective and low cost technique that allows to purificate urban wastewater using only natural processes. The scientific supply to the knowledge of the processes implied in this technique has been relatively abundant in the last 30 years. The different studied items are, among others: the dynamics of contaminants in the soil and subsoil, clogging processes in the filter bed, optimization of the wet and dry cycles, and more recently the study of the environmental impact and the long-term effects on the environment and ecosystems. However, people interested in these themes can notice that the information is scattered and un-systematized. This paper contributes to order the knowledge about the scientific bases of the purification of urban wastewater by the direct infiltration in the soil. In it, the most important contributions made by different relevant research teams during the last 30 years are resumed.

Key words: rapid infiltration, urban waste-water, water purification

Introducción

El continuo crecimiento de las aglomeraciones urbanas, ha traído consigo un efecto secundario de graves consecuencias económicas y ambientales: la concentración de los vertidos sólidos y líquidos en puntos localizados. Esto hace que se sobrepase con frecuencia la capacidad depuradora del suelo y la zona no saturada, contaminando las aguas subterráneas. Como respuesta a este problema, se han desarrolla-

do sistemas de depuración de aguas residuales muy eficaces, pero con elevados costos de instalación y mantenimiento, lo que dificulta su aplicación en pequeñas poblaciones.

Desde hace más de 100 años se pensó en la posibilidad de emplear, de forma controlada, la capacidad depuradora natural del suelo, llevándola casi al límite, para tratar volúmenes relativamente importantes de agua en superficies de terreno limitadas. Surgen de esta manera técnicas como la infiltración rápida

(IR) que viene empleándose en algunos países desde hace ya más de 30 años, de hecho existe una amplia experiencia internacional sobre este tema (Bouwer, 1984; Guessab, 1993; Correa, 2000; Fernández, 2001; He Jiang Tao, 2002), aunque es en Estados Unidos donde la IR se encuentra más desarrollada y constituye una práctica habitual en el tratamiento de aguas residuales urbanas, en 1981 ya había unos 320 sistemas en funcionamiento y otros muchos todavía en construcción. De estos sistemas, el 30%, ya habían sido construidos en 1971.

Los objetivos con el que se diseñan los sistemas de infiltración rápida son muy diversos, además de el de deshacerse del agua residual: reducir la contaminación de las aguas superficiales (ríos, lagos, océanos), recarga de acuíferos, reutilización del agua depurada. En su mayoría estos grandes sistemas de tratamiento emplean efluentes secundarios, siendo más modesta la experiencia con efluentes primarios, lo cual constituye un importante campo de investigación.

En esta publicación se sintetizan los trabajos más importantes realizados en los últimos 30 años, en el campo concreto de la infiltración directa sobre el terreno y se analizan y discuten las conclusiones más relevantes a que han dado lugar.

Metodología de trabajo

La presente síntesis bibliográfica se ha realizado en base a la consulta, revisión y análisis de la producción científica recogida en las bases de datos que se presentan a continuación:

- Agrícola: describe los documentos monográficos recogidos en la National Agricultural Library y sus entidades colaboradoras.
- CAB Abstract: es la más extensa base de datos que cubre revistas internacionales de agricultura, silvicultura y distintas disciplinas relacionadas con las ciencias de la vida. Contiene más de 3,5 millones de registros.
- Chemical Abstracts: la más reconocida base de datos de química y disciplinas asociadas, con referencias de más de 11.000 publicaciones periódicas.
- ICYT: base de datos del CSIC de revistas científicas y técnicas españolas que, entre otros campos científicos cubre la Agronomía, Ciencias de la Tierra, Ciencias Tecnológicas y Química.
- Current Contents. Agriculture, Biology and Environmental Science: base de datos que proporciona referencias de literatura internacional sobre Agricultura, Biología y Ciencias Ambientales.

- Current Contents. Physical, Chemical and Earth Sciences: proporciona acceso a referencias de literatura internacional sobre Física, Química y Ciencias de la Tierra.
- Otras bases bibliográficas de ciencias consultadas: Poltox, Analytical Abstract, Biological Abstract, Science Citation Index y Georef.

Resultados de la revisión, aportaciones más relevantes

Bouwer *et al.* (1974, a,b) desarrollaron los aspectos hidráulicos del conocido como «Flushing Meadows Project» en el que se investigaba el funcionamiento de una gran planta piloto de IR de 2,4 Km de longitud, que constaba de 6 balsas de infiltración, de 6,1 x 213,4 m cada una. Las conclusiones obtenidas fueron que los valores de infiltración, decrecían de forma lineal durante el período de vertido y que se iban recuperando durante el período de secado de las balsas. La máxima carga hidráulica fue de 122 m/año, obtenida mediante ciclos de 20-30 días de humectación y 10 días de secado en verano y 20 en invierno. La transmisividad efectiva para la recarga fue sólo del 12% de la transmisividad de toda la zona saturada del acuífero no confinado, lo que indicó la existencia de regiones de flujo activas y pasivas. Esto es un dato a tener en cuenta en el diseño de sistemas de este tipo a gran escala. Se obtuvo un agua depurada de alta calidad, carente prácticamente de DBO₅, sólidos en suspensión y coliformes fecales consiguiéndose además 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 períodos de inundación (cuando la concentración de sólidos en suspensión era baja) trajeron como consecuencia una reducción importante de los valores de infiltración.

USEPA (1977): en 1977 la Agencia de Protección del Medio Ambiente (Environmental Protection Agency) de Estados Unidos publica el «Process design manual for land treatment of municipal wastewater». Se trata de una obra de recopilación y síntesis metodológica, que incluye entre otras tecnologías blandas de depuración de aguas residuales urbanas, la infiltración rápida. Es una obra de referencia (actualizada posteriormente en 1984), en la que se describen, además de los principios teóricos, ejemplos de aplicación práctica.

Bouwer *et al.* (1980) demostraron que al hacer pasar un efluente secundario a través de 3,3 metros de zona no saturada se conseguían reducciones de COD y DBO₅ casi del 100%, de nitrógeno entre el 30 y el 65% y de fosfato entre el 40 y el 80%. La eliminación de virus y coliformes fecales fue total. La carga hidráulica media del sistema fue de 121 m/año con períodos de inundación y desecado de 2 a 3 semanas y de 10 a 20 días respectivamente.

Lancé *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 sólo fueron algo más bajos, aproximadamente el 15%, respecto a los valores de infiltración obtenidos para el efluente secundario. Esto implica que la concentración de sólidos en suspensión no afecta 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.

Leach *et al.* (1980) realizaron un proyecto de investigación, con el objetivo de recopilar y comparar los datos obtenidos de cuatro proyectos individuales de infiltración rápida de aguas residuales urbanas a largo plazo, con objeto de sacar conclusiones para experiencias futuras. Durante el proyecto se estudiaron las experiencias realizadas en Hollister (California), Lake George (Nueva York), Vineland (Nueva Jersey) y Milton (Wisconsin) y en ellas se compararon el nivel de pretratamiento del efluente vertido, la carga hidráulica suministrada, la profundidad del perfil del suelo disponible para el tratamiento, los rendimientos en la depuración y la variación de las prácticas de funcionamiento.

Las conclusiones a las que llegaron fueron las siguientes:

- El agua vertida para dos de los sistemas de infiltración procedía de un tratamiento primario y para los otros dos de uno secundario. Los porcentajes de eliminación fueron más altos en los efluentes primarios.
- Este tipo de sistemas pueden funcionar con una

eficiencia en el tratamiento aceptable incluso en condiciones climáticas adversas como en inviernos severos.

- En las experiencias de Lake George y de Hollister se obtuvieron altos rendimientos en la eliminación de nitrógeno, debido a la gran cantidad de carbono orgánico que había disponible para la desnitrificación y los ciclos de humectación/secado empleados.
- La concentración de fósforo disminuyó en los cuatro puntos de estudio pero no por precipitación sino porque fue arrastrado con agua infiltrada.
- La eliminación de metales pesados no fue muy eficaz.
- Cu, Ni y Zn se acumularon cerca de la superficie del suelo, principalmente por precipitación. También el fósforo se acumuló en el perfil, llegando hasta unos 3 m de profundidad, igual que el nitrógeno orgánico, pero este no pasó de los 30 cm.
- Los sistemas no fueron eficaces en la eliminación de pesticidas.

USEPA (1980): en este trabajo se sumaria y compara la información generada en cuatro sistemas de depuración de aguas residuales urbanas que han funcionado durante largo período de tiempo, más de diez años (Hollister, California; Lake George, Nueva York; Vineland, Nueva Jersey y Milton, Wisconsin). El estudio incluye además de la efectividad del tratamiento frente a la DBO, Sólidos en suspensión, NH₄⁺, NO₃⁻ y fósforo, la contaminación microbiológica, metales como el Fe, Mn y Zn, compuestos tóxicos como el As y el comportamiento de seis pesticidas (endrin, lindano, metoxicloro, toxafeno, 2,4-D y 2,4,5-TP).

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) estudiaron el efecto de los ciclos de humectación/desecado sobre la carga hidráulica y la eliminación de nitrógeno del agua residual urbana depurada mediante IR. Utilizaron un efluente secundario y concluyeron que empleando

ciclos cortos de un día de humectación y un día de secado, y bajas cargas hidráulicas, aumentaba la eliminación de nitrógeno (rendimientos hasta del 80%), que se mantuvo en el efluente depurado bajo unos niveles aceptables (por debajo de los 10 mg/l que se exige para el agua potable el Servicio Público de Salud de Estados Unidos).

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, comparando el flujo de entrada a la balsa de infiltración y el de salida.

USEPA (1984): en 1984 la EPA publicó un suplemento a su obra de 1977, dedicado a la infiltración rápida y al flujo superficial, como métodos de depuración y de reutilización de aguas residuales urbanas. En esta publicación se proporciona información complementaria a los diseñadores de este tipo de sistemas, con el fin de evitar la aparición de problemas relacionados principalmente, con tasas de infiltración insuficientes. Además se incluye información acerca de la eliminación de nitrógeno, sustancias orgánicas y la necesidad de desinfección.

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 obtenida respecto de cada uno de los 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. El agua depurada cumplía los estándares de calidad para su uso recreativo y para el riego sin restricciones.

Reed *et al.* (1985) analizaron los problemas de funcionamiento que se han planteado a lo largo de una serie de proyectos de depuración de aguas residuales mediante infiltración rápida que podrían haberse evitado si se hubiese tenido un planteamiento, diseño y construcción adecuados. A su vez proponen una serie de consejos en base a su experiencia para el buen funcionamiento de los sistemas de IR como los siguientes:

Los mejores suelos para este tipo de sistemas son los de textura relativamente gruesa, con permeabilidades moderadas a altas. En la práctica, la carga hidráulica debería estar en un rango de

15 a 120 m/año para que el sistema funcione adecuadamente.

- Los ciclos de humectación y secado deben ajustarse en función de las características del agua residual y del suelo, de las condiciones climáticas y del tratamiento previo al vertido si ha existido.
- Si en el planteamiento, diseño, construcción y operación se siguen las recomendaciones propuestas por la EPA en sus manuales sobre este tipo de sistemas de tratamiento, el sistema debe funcionar correctamente.

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 mostraban, como 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 sólo 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. La mayoría de los sistemas de IR funcionan como procesos discontinuos, en los que el agua se va vertiendo en una balsa, luego en otra y así sucesivamente hasta llegar a la última y entonces pasar a la primera otra vez, para así ir respetando el ciclo propuesto de humectación/desecado. En base a este funcionamiento, el autor 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 y propone una fórmula para el cálculo del área necesaria para las balsas de infiltración que tiene en cuenta el tiempo total del ciclo de humectación/secado, el caudal medio diario suministrado y la profundidad que el agua alcanza en el suelo por ciclo. Para este último factor propone un método de estimación basado en el tiempo de aplicación del agua residual a las balsas.

Jenssen y Siegrist (1990) propusieron una meto-

dología 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 existe 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 ubicación 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 aplicable no es sólo 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. 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, 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), consistió en un sistema de tratamiento suelo-acuífero para la depuración y posterior reutilización de agua residual depurada. El dispositivo experimental permitía 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 DBO₅ 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 se reconoció 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, considerando 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) dirigieron 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 55-85% de los SS totales, 65-85% de carbono orgánico disuelto y 10-85% de fósforo total. El comportamiento del nitrógeno fue más variable, registrándose una alta producción de nitratos al principio del período de humectación. Los rendimientos en la depuración del nitrógeno fueron más bajos de lo esperado, quedando después del proceso de depuración entre 3-8-mg/l de amonio y entre 10-70 mg/l de nitratos y nitrógeno Kjeldahl.

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 una disminución significativa de la DQO y los sólidos en suspensión.

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 condiciones locales.

Powelson *et al.* (1993) y 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. El rendimiento en la eliminación de virus a una profundidad de 4,3 m se mantuvo en un rango de 37 a 99,7% y (3) el transporte real de virus constituyó tan sólo una pequeña frac-

ción 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 investigados.

Nieto y Alamy (1994) y Nieto y Brissaud (1994), por primera vez en España, ensayan la infiltración rápida como sistema de depuración de aguas residuales urbanas. La instalación se construyó en la población de Mazagón (Huelva), sobre materiales arenosos, atendiéndose una población de más de 1.000 habitantes en invierno y 10 veces superior en verano. Las descargas de agua se llevaron a un ritmo de unos 100 m³/día sobre dos balsas (250 l/m²) los fenómenos de colmatación observados se evitaban completamente rastrillando 2 ó 3 veces por semana. La zona de aireación era de unos 4 metros. Los rendimientos en la eliminación de la DQO llegaron al 90% y la oxidación del amonio al 100%. Estos valores no se alcanzan hasta una semana después de comenzado el vertido debido a la necesidad de que se produjese un proceso de maduración del sistema de depuración. Al acuífero llegó el nitrógeno siempre como nitrato, excepto en el período en el que se duplicó la tasa de aplicación de agua, detectándose entonces amonio en el agua subterránea. El análisis de gases demostró que el sistema funcionaba en aerobiosis, produciéndose un rápido descenso de las concentraciones de oxígeno con la profundidad y una rápida recuperación tras el período de desecado de las balsas, el CO₂ se comportaba de forma inversa. El comportamiento frente a la carga bacteriana, debido a la granulometría desfavorable de la formación, fue deficiente. A 2 metros de profundidad se observaron reducciones 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 mostraron siempre ausencia de contaminación bacteriana, salvo cuando se duplicó la carga aplicada.

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 el carbono orgánico disuelto, TOX y nitrógeno 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 en la remediación de un acuífero con agua potable, contamina-

do 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, que permitía 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 el 54 y el 70% y entre el 46 y el 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 de eliminación del carbono orgánico disuelto. Bajo las condiciones del ciclo óptimo de humectación/desecado, la DBO₅ 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 2 cm de diámetro rellenas con material de porosidad media para simular las condiciones del tratamiento mediante infiltración rápida. Se inyectó en 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 obtenidos en este estudio, sugieren que el sistema de IR con flujos alternativos descendentes (nitrificación) y ascendentes (desnitrificación) puede conseguir la completa eliminación de nitrógeno del agua, si funcionan 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 posibilidad de uso 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 en los suelos estudiados (arenosos a limo arenosos).

Tang *et al.* (1996) desarrollaron una simulación matemática con objeto de establecer una metodología para determinar el funcionamiento óptimo de los sistemas 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. Esta nueva metodología incorpora dos de los procesos más importantes en los sistemas de tratamiento suelo-acuífero: el proceso de infiltración y la eliminación de nitrógeno y compuestos orgánicos. El programa tiene en cuenta: el balance de flujo y de solutos en las balsas de infiltración, la redistribución del flujo superficial, el funcionamiento del sistema, las restricciones para los contaminantes (nitrógeno y carbono orgánico) a determinadas profundidades en la zona vadosa y el crecimiento de bacterias.

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, alcanzándose rendimientos del 100% para los sólidos en suspensión, >98% para la DBO₅, 90% para la DQO, 77% para COD, 96% para el nitrógeno Kjeldahl, 90% para los nitratos, >91% para el nitrógeno total y >99% para el fósforo.

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 isoterma de adsorción y las curvas de penetración.

Bouwer (1996) 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 sudoeste de Orange Country (Florida) y el agua usada procedía de un tratamiento secundario. 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 nitrógeno orgánico en los primeros 4,6 metros de zona no saturada (el nivel piezométrico estaba a 11 m) durante el vertido en las balsas que, durante el período 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.

Tang y Mays (1998) utilizan algoritmos genéticos aplicados a la resolución de problemas sobre el funcionamiento óptimo de sistemas de tratamiento suelo-acuífero. El problema consistió en encontrar los

ciclos óptimos de humectación/desecado con objeto de conseguir la máxima infiltración, en función de un caudal del efluente de agua residual y las características físicas y operacionales del sistema.

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 Sulaiyah (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 períodos 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 la zona saturada.

Drewes y Fox (1999) publicaron un estudio cuyo objetivo 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 ensa-

yos 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 contenido 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.

Correa *et al.* (2000) estudiaron la aplicación de un sistema de infiltración rápida, no sólo para el control de la contaminación del agua, sino también como herramienta para inducir la revegetación en zonas degradadas. Aplicaron a una parcela de 1.250 m², cuyo tipo de suelo dominante era un latosol rojizo oscuro, un sistema de infiltración rápida en la zona de captación del lago Paranoa (Brasilia, Brasil) que fue estudiado durante dos años. El fósforo planteaba el problema de un alto riesgo de eutrofización de la reserva de agua. Sin embargo, el contenido en fósforo de los suelos locales es muy bajo pues tienen una alta capacidad de fijación de esta especie química además de una elevada capacidad de infiltración del agua. Es más, para la rehabilitación de zonas sin vegetación es necesario añadir grandes cantidades de materia orgánica. El sistema de IR induce al establecimiento de muchas especies vegetales. La concentración de fósforo aumenta 84 veces en los primeros 5 a 10 cm del suelo. El suelo fue capaz de retener aproximadamente, en los 1.250 m² de superficie de infiltración, 10 toneladas de materia orgánica y cerca de 41 kg de fósforo. El sistema de IR tuvo una eficiencia del 88.3% en la eliminación de fósforo y fue de vital importancia en la inducción a la rehabilitación de la zona.

Cui Li Hua *et al.* (2000) estudiaron en una planta piloto en el este de Beijing (China) un sistema de tratamiento por infiltración rápida usando un suelo artificial para el tratamiento de agua residual urbana durante un período de dos años. Los resultados mostraron que este sistema de tratamiento tiene una alta capacidad de eliminación para el agua residual urbana; los valores medios anuales de eliminación para la

DQO, DBO₅, sólidos en suspensión, nitrógeno total y fósforo soluble fueron de 90.2%, 96.4%, 95.1%, 32.3% y 30.2% respectivamente; las concentraciones medias de DQO, DBO₅ y sólidos en suspensión en el efluente tratado fueron de 39.8, 3.80 y 11.1 mg/l respectivamente. Los valores de infiltración anual y los de carga hidráulica y orgánica del filtro de suelo artificial fueron 0.339 cm/min, 208 m/a y 14.9 Kg DBO₅/m² por año respectivamente. El riego de vegetales y arroz con el agua tratada no dio resultado debido a la notable acumulación de nitrato y metales pesados.

Drewes y Fox (2000) centraron 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 empleada para usos potables indirectos. Los resultados mostraron 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.

Li *et al.* (2000) presentan una nueva metodología para controlar el funcionamiento óptimo de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero, basada en la construcción de un modelo matemático. Para simular el comportamiento del agua en la zona no saturada, el proceso de infiltración y el de drenaje, han utilizado el modelo HIDRUS pero con modificaciones. También han utilizado la modelización matemática para ajustar la carga hidráulica y los ciclos de humectación/desecado. Para demostrar la validez del modelo realizado presentan diversos problemas resueltos mediante el mismo que ilustran la capacidad del modelo para determinar el funcionamiento óptimo de un sistema 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 diversas especies: 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 compuestos 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, la carga orgánica y la carga hidráulica resultaron ser de semejante naturaleza y en base a esas tendencias se contradice lo expuesto en otros trabajos en los que se muestra que la carga hidráulica es el 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 (DBO₅, DQO y SS) de aproximadamente el 90%, respecto a la eliminación de nutrientes se obtuvo un porcentaje de eliminación de amoníaco del 50% y de fosfatos del 90%, la eliminación de bacterias fue de entre 4 y 5 órdenes de magnitud. El valor medio de estos componentes en el agua depurada fueron: DBO= 10 mg/l; DQO= 24 mg/l; SS= 18 mg/l; N Kjeldahl= 22mg/l; fosfatos= 0.2 mg/l y coliformes fecales= 72/100ml.

Fernández Jurado *et al.* (2001) abordaron el estudio de los sistemas de infiltración rápida desde un punto de vista ambiental. Concluyendo que en el sistema estudiado, que usa como lecho filtrante materiales de permeabilidad reducida, todos los valores de impacto ambiental total son compatibles, además, encontrándose en el grupo de los considerados como moderados o bajos. No obstante, tanto el agua superficial como el agua subterránea podrían verse afectadas por un aumento en la concentración de nitratos a largo plazo. El efecto sobre el paisaje y los usos del suelo son prácticamente nulos, además, la aptitud agrícola del suelo mejora con la aplicación del agua residual. Puesto que los impactos esperados, después de casi dos años de experiencia, no se han manifestado sólo se puede hablar de puntos débiles del sistema que deben ser controlados con un buen sistema de vigilancia y la previsión de medidas

correctoras en el caso de que los impactos llegaran a materializarse. Por último, no se observa impacto sobre la calidad del agua subterránea y los efectos de colmatación del lecho filtrante no han modificado la capacidad de infiltración del sistema.

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 carbono orgánico disuelto en el agua vertida era de 5-7 mg/l, 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 compuestos 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) evaluaron la posibilidad de emplear un sistema de 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 DBO₅), (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 eli-

minación de microorganismos ya que los indicadores microbiológicos muestran que el efluente depurado es apto para su uso agrícola.

Moreno *et al.* (2001; 2002 a, b) construyeron en la población de Dehesas de Guadix (provincia de Granada), un sistema experimental de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno sobre materiales situados en el límite inferior de la permeabilidad, considerada como adecuada para esta tecnología. Después de más de dos años de experimentación los resultados obtenidos permiten asegurar que la infiltración directa sobre el terreno, en condiciones de permeabilidad reducida, se ha mostrado como un eficaz sistema de depuración de aguas residuales urbanas sin componente industrial. Las tasas de depuración conseguidas fueron elevadas: la eliminación de sólidos en suspensión es mayor del 90%, las de la turbidez del 80%, la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno supera el 90% y la demanda química de oxígeno (DQO) el 70%. La disminución promedio del carbono orgánico total (COT) oscila entre el 70 y el 80%. El amonio es eliminado eficazmente, entre el 67% y el 88%. La tasa media de eliminación de fósforo, menor de la esperada, oscila en torno al 60%. Las aguas subterráneas no se han visto afectadas por el desarrollo de la experiencia de infiltración de aguas residuales, habiéndose mostrado el suelo como un eficaz sistema de depuración. En la actualidad, y tras cuatro años de experiencia estos datos se están revisando.

Van Cuyk *et al.* (2001) realizaron un ensayo con lisímetros para estudiar el comportamiento hidráulico y las tasas de depuración, 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 necesitó un período de adaptación de cuatro meses, después de los cuales se alcanzó una alta eficiencia en la eliminación (>90%) para los constituyentes orgánicos, microorganismos y virus, 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.

He Jiang Tao *et al.* (2002) plantean los sistemas artificiales de infiltración rápida (constructed rapid infiltration systems: CRI) como una nueva técnica de

tratamiento basada en la infiltración rápida de aguas residuales. En la experiencia, la carga hidráulica fue ligeramente aumentada y los resultados indicaron que los contaminantes aún podían ser eliminados eficientemente. La eliminación de la DQO y la DBO₅ fue de 70-90% y 70-80% respectivamente y para el nitrógeno total y el amonio de 70-95% y 80-95% respectivamente. La principal razón para estos resultados fue la acción conjunta de los dos tipos de métodos de recuperación de oxígeno: humectación y secado alternativamente y la instalación de tuberías de ventilación, que aseguraron que la recuperación de oxígeno se llevara a cabo continuamente al margen de los ciclos de humectación/secado. Además el especial diseño de las estructuras del sistema que combina zonas aerobias y anaerobias, aseguró el éxito en la nitrificación y la desnitrificación en el sistema e intensificó la capacidad de eliminación de nitrógeno del mismo. Las características del CRI hacen que tenga buenas perspectivas en la reutilización de aguas residuales.

Moreno *et al.* (2002 c) publicaron en castellano una síntesis de la metodología de diseño y dimensionamiento de los sistemas de depuración mediante infiltración directa sobre el terreno. La publicación incluye la descripción de las dos únicas experiencias habidas en España, la instalación de Mazagón y la de Dehesas de Guadix.

Tian (2002) estudió el mecanismo de eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) usando un sistema de infiltración rápida con suelo artificial, se presenta como un nuevo método para la depuración de las aguas residuales urbanas. Los resultados obtenidos demuestran que a la eliminación de la DQO en este sistema de depuración, contribuyen procesos de biodegradación y también procesos abióticos como la filtración física, la absorción y la fijación en el suelo. El seguimiento periódico de la actividad de los organismos del suelo y del efluente a depurar demostraron que ambos, aerobios y anaerobios juegan un importante papel en la eliminación de la DQO.

Conclusiones

Las principales conclusiones que pueden extraerse de la experiencia acumulada tras más de 30 años de investigación científica del proceso de depuración de efluentes urbanos mediante infiltración rápida puede ser resumida en los siguientes apartados:

1) La infiltración directa sobre el terreno es aplicable no sólo para el tratamiento de efluentes secundarios o terciarios, sino que ha demostrado incluso mayor eficacia como método de tratamiento

de efluentes primarios (Lance *et al.*, 1980; Carlson *et al.*, 1982; Rice y Bouwer, 1984; Nema *et al.*, 2001).

- 2) Un beneficio adicional en los sistemas a gran escala es la recarga del acuífero (Bouwer, 1996; Kanarek *et al.*, 1996; Soliman *et al.*, 1995).
- 3) El rendimiento del proceso de depuración es variable según el contaminante de que se trate:
 - La eliminación de la materia en suspensión o en general de elementos formes (parásitos, bacterias, virus) es óptimo debido a la eficacia del suelo como filtro mecánico. El rendimiento en la eliminación de fósforo llega con frecuencia al 100% quedando en la mayoría de las ocasiones por encima del 95% lo que impide o dificulta la aparición de fenómenos de eutrofización cuando existe conexión con aguas superficiales (Bouwer *et al.*, 1980; Karanek *et al.*, 1993; Guilloteau *et al.*, 1993; Guessab *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1995; Viswanathan *et al.*, 1999; Cui Li Hua *et al.*, 2000).
 - La eliminación del carbono orgánico disuelto, de la DBO₅ y de la DQO también puede ser considerado como óptimo (Bouwer *et al.*, 1980; Foreman *et al.*, 1993; Kopchynski *et al.*, 1996; Fox *et al.*, 2001; Castillo *et al.*, 2001; Nema *et al.*, 2001).
 - El rendimiento en la eliminación de nitrógeno es muy variable, se han descrito valores que van desde el 30% (Bouwer *et al.*, 1980; Foreman *et al.*, 1993) a rendimientos muy elevados de más del 85% (Kanarek *et al.*, 1993; Cui LiHua *et al.*, 2000), no obstante, los valores normales no suelen superar el 50%, por ello se están desarrollando nuevas técnicas, que implican la alteración del medio natural, generalmente para optimizar los procesos de aireación, para mejorar el rendimiento en la eliminación de nitrógeno (He Jiang Tao *et al.*, 2002).
- 4) La zona de máxima afección suele reducirse a los primeros 10 centímetros del suelo (Correa *et al.*, 2000; Nema *et al.*, 2001).
- 5) La modelación matemática (Li, *et al.*, 2000; Dreves y Fox, 2001) se ha mostrado como una herramienta eficaz en el diseño y simulación del comportamiento de los sistemas de infiltración rápida.
- 6) La tecnología de infiltración rápida ha mostrado un impacto ambiental especialmente bajo, reduciéndose prácticamente al asociado a la construcción de las instalaciones (Fernández *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2001), ya que dados los rendimientos alcanzados en la depuración del agua residual, el impacto sobre el acuífero, que por el tipo de actividad sería el primero en el que

se podría pensar, es prácticamente nulo, lo que implica que el uso del agua subterránea no se verá afectado.

- 7) Tanto desde el punto de vista de la relación coste/efectividad como del análisis de coste/volumen de agua tratada, se trata de la tecnología más favorable, según algunos autores el costo final llega a ser un 40% inferior al de los procesos tradicionales (Bouwer, 1991; Viswanathan *et al.*, 1999; Nema *et al.*, 2001).

Entre los inconvenientes más importantes que pueden ser achacados a esta tecnología y en los cuales debe centrarse la investigación futura se resumen en los siguientes cuatro puntos:

- 1) La imprevisibilidad ligada al empleo de un medio natural para el tratamiento de residuos, hace imposible predecir con seguridad el nivel de depuración alcanzable y su mantenimiento a largo plazo. Este hecho trae consigo la necesidad de establecer y mantener un sistema de vigilancia y control de elementos sensibles, fundamentalmente el agua subterránea y el suelo, para asegurar que el impacto se mantiene dentro de límites aceptables y que no se supera la capacidad de depuración del sistema, ya que cuando esto ocurre, muchos sistemas naturales siguen la regla del todo o nada.
- 2) Las instalaciones de depuración mediante IR, una vez abandonadas, pueden continuar liberando sustancias retenidas en el suelo que constituía el lecho filtrante. El impacto de este proceso sobre el medio ambiente a medio y largo plazo no está suficientemente estudiado y será diferente en función del medio, ya que no todos los sistemas evolucionan de la misma forma.
- 3) Aún cuando los niveles de depuración alcanzados y previsibles, den lugar a agua de alta calidad, es conveniente evitar el empleo como formación receptora de los vertidos, aquellas que son o puedan ser empleadas para el abastecimiento humano.
- 4) La aplicabilidad de la técnica está sujeta a la disponibilidad de terreno adecuado y con extensión suficiente, esto limita en nuestro país a poblaciones menores de 2.000 ó 3.000 habitantes equivalentes.

Agradecimientos

La presente publicación se ha realizado en el marco del proyecto 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 REN 2001039HID, financiado por el Instituto Geológico y Minero de España, IGME, y la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología CICYT.

Referencias

- 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.
- 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.
- Bouwer, H. y Chaney, R.L. 1974. Land treatment of wastewater. *Advances in Agronomy*, Vol. 26. San Francisco, C.A: Academic Press.
- Bouwer, H., Rice, R.C. y Escarcega, E.D. 1974a. High-rate land treatment I: Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(5): 834-843.
- Bouwer, H., Lance, J.C. y Riggs, M.S. 1974b. 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., 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, 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. 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.
- 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.
- Correa, R.S., Melo Filho, B. y Bernardes, R.S. 2000. Wastewater disposal for pollution control and inducing revegetation on degraded land. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(2): 252-256.

- Cui Li, Hua., Zhu, X.Z., Li, G.X., Zhang, B.L., Bai, Y. y Zhang, Z.X. 2000. Artificial soil rapid infiltration system for treating municipal wastewater in the west of Beijing. *China Environmental Science*, 20(1): 45-48.
- 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.
- Fernández Jurado, M.A., Moreno Merino, L. y 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.
- Foreman, T.L., Nuss, G. y Bloomquist, J. 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, J.A. 2001. Water quality transformations during soil aquifer treatment at the Mesa Northwest water reclamation plant, USA. *Water Science and Technology*, 43(10): 343-350.
- 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.
- He Jiang, Tao., Zhong, Z.S., Tang, M.G. y Chen, H.H. 2002. Experimental research of constructed rapid infiltration wastewater treating system, China. *Environmental Science*, 22(3): 239-248.
- 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.
- 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., Ahoroni, 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.
- 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., Enfield, C.G. y Harlin, C.C. 1980. *Summary of long-term rapid infiltration system studies*. EPA-600/2-80-165.
- 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.
- Li, G., Tang, Z., Mays, L.W. y Fox, P. 2000. New methodology for optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Resources Management*, 14(1): 13-33.
- Martel, C.J. 1988. New approach for sizing rapid infiltration systems. *Journal of Environmental Engineering*, 14, 211-215.
- McCarty, P.L., Reinhard, M. y Rittman, B.E. 1981. Trace organics in groundwater. *Environmental Science and Technology*, 15: 40-51.
- Moreno Merino, L., Liquiñano Garrido, M.C., Rubio Campos, J.C. y Murillo Díaz, J.M. 2001. Eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea. *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 111-5, 47-62.
- Moreno Merino, L., Fernández Jurado, M.A. y Calaforra Chordi, J.M. 2000. La infiltración directa sobre el terreno, una alternativa de reducido impacto ambiental. pp 52-58. *Hidropress*, Nº 32. Madrid.
- Moreno Merino, L., Gómez López, J.A. y 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. y Calaforra Chordi, J.M. 2002 a. 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. y De la Orden Gómez, J.A. 2002 b. Evolution of the physical-chemical characteristics of a filter bed in a urban wastewater elimination system using direct infiltration through the soil. *Proceedings of the third international congress man and soil at the third millenium*, (2223-2234). Geofoma ediciones. Logroño.
- Moreno Merino, L., Fernández Jurado, M.A., Rubio Campos, J.C., Calaforra Chordi, J.M., López Geta, J.A., Beas Torroba, J., Alcaín Martínez, G., Murillo Díaz, J.M. y López Gómez, J.A. 2002 c. *La depuración de las aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno*. *Fundamentos y casos prácticos*, 167 p.
- Muszka, 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 al 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.
- Powelson, D.K., Gerba, C.P. y Yahya, M.T. 1993. Virus transport and removal in wastewater during aquifer recharge. *Water Research*, 27(4): 583-590.
- 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.
- Rav-Acha, C., Duchovni, I., Kanarek, A., Izakson, N. y Rebhun, M. 1996. Retardation factors and breakthrough times organic micropollutants en groundwater recharged with effluents. *Water Science and Technology*, 33(10-11): 391.
- 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.
- 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.
- Soliman, M.M. y Rosen, B.H. 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.
- Tang, A. y Mays, L.W. 1998. Genetic algorithms for optimal operation of soil aquifer treatment systems. *Water Resources Management*, 12(5): 375-396.
- Tanik, A. y Çcmakoglu, B. 1996. Nutrient removal from domestic wastewater by rapid infiltration systems. *Journal of Arid Environments*, 34: 379-390.
- Tian, G.M. 2002. Mechanism of COD removal in artificial rapid infiltration system. *Acta Pedologica Sinica*, 39(1): 127-134.
- USEPA. 1977. *Process design manual for land treatment of municipal wastewater. EPA 625/1-77-008*. Environmental Research Information Center Technology Transfer. Office of Water Program Operations.
- USEPA. 1980. *Summary of long-term rapid infiltration system studies. EPA 600/2-80-165*. Robert S. Kerr environmental research laboratory. Office of research and development U.S. Environmental Protection Agency. Ada, Oklahoma.
- USEPA. 1984. *Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow*. U.S. Environmental Protection Agency, 625/1-81-013.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E. y Figueroa, L. 2001. Hydraulic and purification behaviors 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.
- 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.
- 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.
- 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.

Recibido: abril 2003

Aceptado: octubre 2004

Anexo II

Descripción de las instalaciones de Dehesas

Depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. El modelo experimental de Dehesas de Guadix (Granada)*

LUIS MORENO MERINO (*); JOSÉ ANTONIO GÓMEZ LÓPEZ (**);
JOSÉ MANUEL MURILLO DÍAZ (***) ; JUAN CARLOS RUBIO CAMPOS (****)

RESUMEN La infiltración directa sobre el terreno de aguas residuales es una alternativa viable a los métodos convencionales de depuración, especialmente eficaz en el caso de pequeños núcleos de población cuyos vertidos no presentan componente industrial y por tanto son biodegradables. El principal factor limitante en este tipo de instalaciones de tratamiento y depuración son las características físico-químicas del suelo que ha de actuar como lecho filtrante, pues este debe cumplir unas condiciones mínimas de permeabilidad y capacidad de depuración. En este artículo se presenta las características de diseño, construcción y puesta en funcionamiento de una instalación experimental de depuración de ARU mediante infiltración directa sobre el terreno; así como un sistema de muestreo de las aguas subterráneas, el suelo y la solución del suelo, con el fin de monitorizar el impacto del vertido sobre el medio subterráneo (agua y matriz sólida). Las instalaciones se han construido sobre materiales considerados como "límite" debido a su reducida permeabilidad y especial composición mineralógica. Los resultados obtenidos tras casi un año de experiencia permiten afirmar que el sistema es viable, alcanzándose tasas de eliminación de la DQO del 90%, de la DBO del 95,7%, del COT del 80%, y de los sólidos en suspensión de hasta el 94%.

PURIFICATION OF URBAN WASTEWATER THROUGH DIRECT INFILTRATION ON THE SOIL. THE EXPERIMENTAL MODEL OF DEHESAS DE GUADIX (GRANADA)

ABSTRACT Wastewater direct infiltration on the soil is a viable alternative to the conventional purification methods, and is especially efficient for small villages that have spills with no industrial component and so are completely biodegradable. The main restricting factor for these treatment and purification plants are the physical and chemical soil characteristics. This soil has to be the filter bed and must observe some minimal permeability and purification capacity conditions. In this paper, the design, construction and taking into operation characteristics of an experimental plant for urban wastewater purification through soil direct infiltration are shown, and so it is the groundwater, soil and soil solution monitoring system, with the objective of characterize the spill impact on the underground medium (water and solid matrix). The plant has been constructed on materials considered as "limit" due to their low permeability and mineralogical composition. The obtained results, after almost one year of experience, permit to state that the system is viable, reaching DQO removal ratios of 90%, DBO of 95,7%, TOC of 80% and suspended soils up to 94%.

Palabras clave: Aguas residuales urbanas; Infiltración rápida; Depuración; Recarga de acuíferos.

* Este trabajo ha contado con la financiación de la CICYT dentro del proyecto HID96-1326, titulado: "Recarga artificial de acuíferos: evaluación, análisis y seguimiento de condicionantes técnicos y económicos".

(*) Investigador Titular. Instituto Geológico y Minero de España.

(**) Ingeniero Técnico de Minas. Instituto Geológico y Minero de España.

(***) Ingeniero de Minas (UPM). Jefe de Servicio de Técnicas Hidrogeológicas. Instituto Geológico y Minero de España.

(****) Doctor en Ciencias Geológicas (UCM). Jefe de Oficina de Proyectos Técnicos de Granada. Instituto Geológico y Minero de España.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El agua de calidad es un recurso estratégico, escaso y desigualmente repartido y como señala Gómez Orea (Gómez Orea, 1998), "el agua, además de recurso, es receptor de efluentes líquidos, —vertidos—, es un medio particular en el que se desarrollan ecosistemas específicos y es uno de los elementos más importantes en la configuración del paisaje", por ello su conservación y protección frente agresiones externas (contaminación, sobreexplotación) debe ser un objetivo prioritario de las administraciones.

La concentración de la población en núcleos urbanos acentúa la dificultad de gestionar los residuos producidos, que en otras circunstancias podrían ser eliminados mediante procesos naturales, pero que en las condiciones impuestas por la

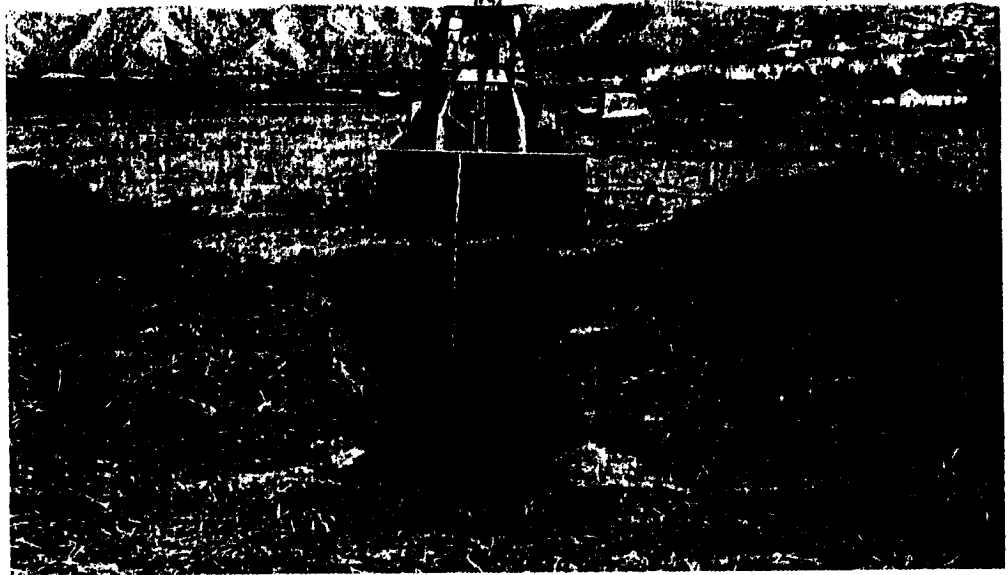


FOTO 1. Ensayos previos.
Los ensayos previos a la construcción del sistema de balsas de infiltración incluyeron numerosas medidas de la capacidad de infiltración del terreno mediante la técnica del infiltrómetro de doble anillo y de balsas inundadas.

actividad antrópica, (elevada producción de contaminantes y naturaleza agresiva de los mismos), sobrepasan ampliamente la capacidad de depuración de suelos y aguas (Moreno, 2000). La consecuencia inmediata de esta situación es la alteración del medio ambiente y los ecosistemas, introduciendo en ellos, de forma puntual, grandes cantidades de nutrientes y en ocasiones de productos contaminantes que pueden modificar la composición y calidad de las aguas superficiales y subterráneas, comprometiendo seriamente su uso.

El tratamiento sistemático de las aguas residuales tiene su primer precedente en épocas muy recientes, entre finales del siglo pasado y principios del presente (Metcalf-Eddy, 1994), momento en el que el desarrollo de la microbiología era aún incipiente y la relación entre aguas residuales y enfermedad aún no estaba claramente establecida. Los avances conseguidos en el último siglo han sido espectaculares, y en la actualidad, en el ámbito europeo, el porcentaje de población abastecida cuyas aguas residuales sufren algún tipo de tratamiento de depuración varía desde un máximo del 98% en Dinamarca, hasta el 11,4% en Grecia, España se encuentra en el 59,1% (MIMAM, 1998).

No obstante los avances conseguidos, la gestión y tratamiento de las ARU constituyen aun un problema sanitario y medioambiental importante, pues aunque existen técnicas avanzadas de tratamiento de aguas y lodos, capaces de producir un efluente de calidad muy elevada, la inversión económica y de recursos humanos necesaria para su puesta en práctica y mantenimiento, puede llegar a ser prohibitiva, especialmente en el caso de pequeñas poblaciones aisladas. No obstante, el desarrollo a escala mundial, en las últimas décadas, de técnicas "blandas" de tratamiento de ARU, compatibles con el medio ambiente y con reducidos requerimientos de inversión económica y mantenimiento, permite abordar el problema de la eliminación de residuos líquidos urbanos desde una nueva perspectiva. Se trata de técnicas novedosas y eficaces que no hacen sino aprovechar los procesos y sistemas naturales de depuración que durante milenios han posibilitado la eliminación de la contaminación orgánica de la biosfera.

A escala nacional, especialmente en zonas deprimidas y escasamente pobladas, existe un especial interés por la implementación de estas técnicas de depuración, siempre que

sean, técnica y económicamente, abordables por pequeños municipios, pues proporcionan soluciones al problema de eliminación de las ARU con suficientes garantías y con una inversión y mantenimiento reducidos, además permiten abordar los objetivos de depuración impuestos por la normativa europea (Directiva 91-271-CEE) sin necesidad de hacer modificaciones relevantes en las previsiones presupuestarias de los ayuntamientos.

El IGME, como organismo investigador de la dinámica del agua y de los contaminantes en el subsuelo, viene desarrollando desde 1990 (Nieto, 1994) una línea de trabajo, encaminada a evaluar las posibilidades de aplicar la tecnología de tratamiento suelo-acuífero como elemento depurador de las aguas residuales, así como de almacenamiento del efluente tratado. Por ello se planteó, a través de un proyecto CICYT, la necesidad de diseñar una planta piloto, plenamente operativa, de infiltración directa sobre el terreno de aguas residuales urbanas, de forma controlada, para analizar su impacto real sobre el sistema agua/suelo y su viabilidad a largo plazo. La atención se ha centrado en formaciones que a priori serían descartadas por situarse sobre materiales inadecuados por su baja permeabilidad, según el criterio de la EPA (EPA, 1984).

En el presente artículo se exponen los trabajos de diseño, construcción y equipamiento, así como un resumen de los resultados obtenidos en la planta experimental de tratamiento de ARU mediante infiltración directa sobre el terreno, instalada en la población de Dehesas de Guadix.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. SELECCIÓN DE LA UBICACIÓN DEL SISTEMA EXPERIMENTAL DE BALSAS DE INFILTRACIÓN

La elección de la ubicación del sistema de balsas se ha realizado en base a cuatro criterios: a) la población debía ser inferior a 2.000 habitantes equivalentes en época punta lo que permite unas instalaciones de tamaño manejable y coste abordable; b) el material del lecho filtrante debía encontrarse en el rango de baja a media permeabilidad, (en el entorno de 25 mm/hora), c) los vertidos han de carecer de componente industrial o de existir, su naturaleza debe ser asimilable a un

ertido típico urbano y d) las instalaciones de recarga no deben afectar al uso tradicional del agua. De entre las múltiples opciones analizadas se seleccionó la población de Dehesas de Guadix pues cumple con todos los criterios expuestos. Se trata de un municipio con 699 habitantes (INE, 1995) que dispone de una red de saneamiento unitario construida en PVC en la que se consideran prácticamente despreciables las pérdidas ya que es bastante reciente, la producción aproximada de ARU es de 82,8 m³/día, no existen industrias en la población excepto dos chacineras cuyo vertido es asimilable a urbano, las aguas residuales son sometidas a un pretratamiento (desarenado, desengrasado y desbaste) y posteriormente se vierte en un filtro verde (chopera) que tiene una extensión de 2.000 m² pero que, debido a su reducida superficie e inadecuado mantenimiento (está en su mayor parte colmatado en superficie), no es capaz de admitir toda la carga de agua residual que le llega.

Desde el punto de vista hidrogeológico, las instalaciones se encuentran situadas sobre el acuífero aluvial del río Guadahortuna que está constituido fundamentalmente por for-

maciones detríticas holocenas que tienen como base impermeable las margas del Tortoniense (ITGE 1997).

2.2. DISEÑO DEL DISPOSITIVO DE INFILTRACIÓN

El diseño del dispositivo de infiltración (figura 1) se ha realizado en base a las recomendaciones del "Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow" (EPA, 1984). Los parámetros básicos de diseño son: la tasa de infiltración (K), y la carga hidráulica de agua residual CH_{AR}. A la tasa de infiltración se le aplica un coeficiente de corrección que oscila entre el 2% y el 4% (EPA, 1984) 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:

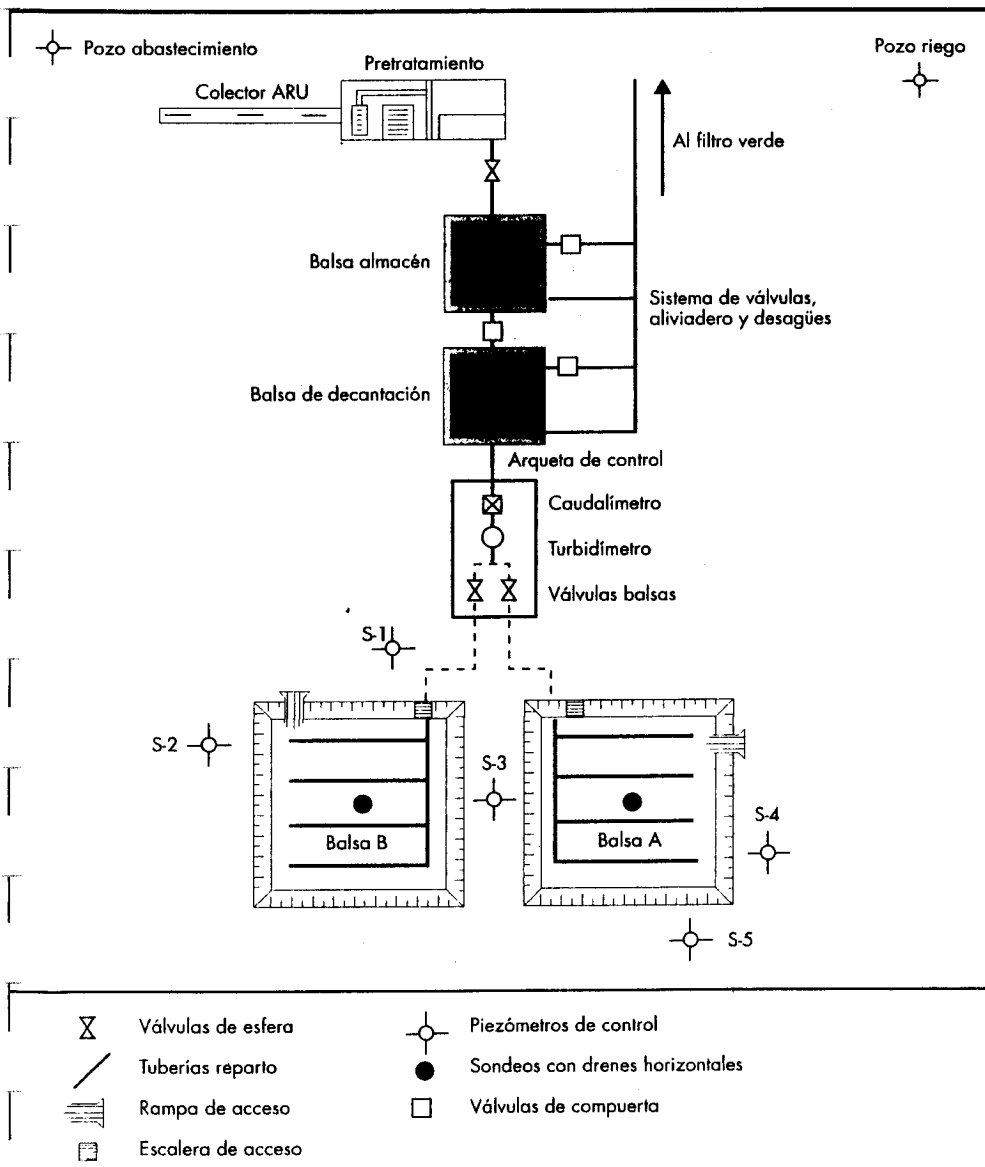


FIGURA 1. Instalaciones de Dehesas de Guadix. Esquema simplificado.



FOTO 2. Vista de la balsa de infiltración. A. Se aprecia la situación del pozo de control con drenes horizontales y la disposición de las tuberías de reparto del agua residual. La excavación de las balsas ha sido necesaria para ganar cota y evitar la necesidad de un sistema de bombeo.

Tasa de infiltración: $K = 0,152 \text{ cm/min} = 820 \text{ m/año}$

Caudal de agua residual disponible considerando el 100% de consumo: $Q_{AR} = 30248,6 \text{ m}^3/\text{año}$

Carga hidráulica aplicable: $CH_{AR} \times 2\% = 16,4 \text{ m/año}$

Caudal medio diario: $Q_{ARm} = Q_{AR}/365 = 82,87 \text{ m}^3/\text{día}$

Superficie necesaria: $S_{NECESARIA} = Q_{AR}/CH_{AR} = 1844,43 \text{ m}^2$

El número de ciclos de humectación desecado 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 una decantación previa de los sólidos en suspensión.

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 $S = (Q_{ARm} \times N \text{ días / ciclo}) / CH_{ciclo}$. Esta superficie se distribuye en un número de balsas para cada ciclo de carga considerado.

A la superficie del sistema que se ha calculado debe añadirse la necesaria para construir 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 m^2 . 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 m^2 repartidos en dos balsas gemelas de 1.225 m^2 (divididas a su vez en dos semibalsas).

Los ciclos de humectación / secado, dada la baja tasa de vertido que se espera tener, serán en una primera etapa de 10 días / 10 días, basándose en los resultados que se vayan obteniendo se ajustarán con el fin de conseguir la máxima eliminación de nitrógeno. El tiempo de residencia en las balsas de decantación y almacén es de 18 horas en cada una de ellas.

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

- 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.
- 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 15 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.
- 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.
- 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 de pudiendo hacerse además medidas de turbidez en continuo mediante un Water



FOTO 3. Piezómetro de control. Se muestra el sondeo de control situado más próximo a las balsas de almacén y decantación. Se ha prestado un especial cuidado en proteger el emboquillado de la acción de desaprensivos dotando a todos los sondeo de un doble entubado con tapa metálica.

Logger series 200. En la arqueta se ha instalado un turbidímetro de medida en continuo. 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.

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.

2. 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 la 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 50 m³ por descarga. Los periodos de humectación/desecado han sido de 10 días.

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 plantulas que van creciendo. Una vez

al año se debe limpiar con agua a presión el sistema de conducciones y válvulas.

2.3. 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 diferente: 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, construidos para la experiencia, 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:
 - Ha de ser un sistema selectivo en profundidad.
 - Debe permitir el muestreo de microorganismos.



FOTO 4. Vista interior de los pozos con drenes horizontales. Los drenes horizontales están dotados de tapas y grifos para la toma de muestras que además permiten su purga entre muestreos.

- No debe alterar el material que se encuentra sobre el de forma que se modifiquen las condiciones naturales del terreno.
- Debe obtener muestra de la mayor extensión posible de balsa.
- Debe captar un volumen suficiente de muestra para realizar en ella todas las determinaciones físicas, químicas y biológicas que están previstas.
- No debe alterar la composición de la muestra por someterla a condiciones anormales o por ponerla en contacto con materiales no inertes.
- El equipo necesario para su instalación ha de ser de uso común.
- La extracción de la muestra no debe someter a esta a un estrés innecesario y debe poder ser realizada por cualquier operario.

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 máquina rotativa modelo MAIT HR 110 de vástago telescópico, el detritos es evacuado con la cuchara de la propia máquina. Se ha 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.

La figura 2 muestra el esquema constructivo de los pozos con drenes horizontales.

- e) 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.
- d) Control del agua residual urbana.** Se toman muestras cada 15 días del agua bruta y del agua en cada una de las balsas

2.4. 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, DBO, 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.

3. 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.



FOTO 5. Rio Guadahortuna a su paso por la población de Dehesas de Guadix. Esta imagen fue tomada en junio de 1998, un año excepcional por sus abundantes lluvias que permitieron que el río llevase agua durante todo el año.

A lo largo de la experiencia, se han vertido un total de 13.138 m³ de agua residual, 6.313,43 m³ en la balsa A y 6.525,16 m³ en la balsa B, con un promedio de 53,49 m³/día en la balsa A y 53,74 m³/día en la balsa B.

La tabla 1 se presenta, de forma resumida, el aporte neto de carga, orgánica e inorgánica, a las balsas de infiltración a lo largo de todo el periodo de control. En la primera fila se presenta el valor medio de cada uno de los parámetros considerados, en las filas 2 y 3 los valores correspondientes a las balsas, en la fila 4 la suma total y por último, en la fila 5 el vertido por m² de superficie de balsa suponiendo inundada toda ella (612,5 m²).

En la figura 3 se presenta un gráfico de barras con los datos correspondientes al total de sustancias vertidas en ambas balsas.

Entre los compuestos inorgánicos, el aporte más importante es el de bicarbonatos, habiéndose vertido un total de 10.483,8 kg, no obstante, este valor, como todos los correspondientes a 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.

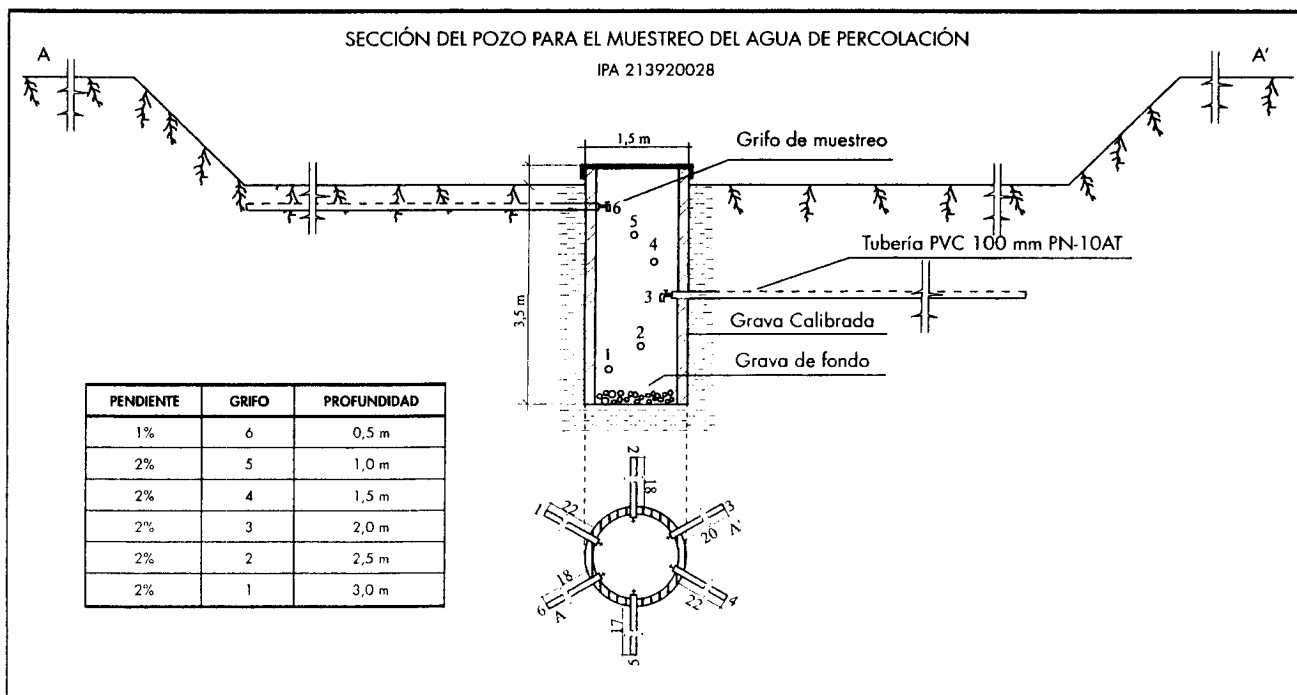


FIGURA 2. Esquema de construcción del pozo con drenes horizontales "B".

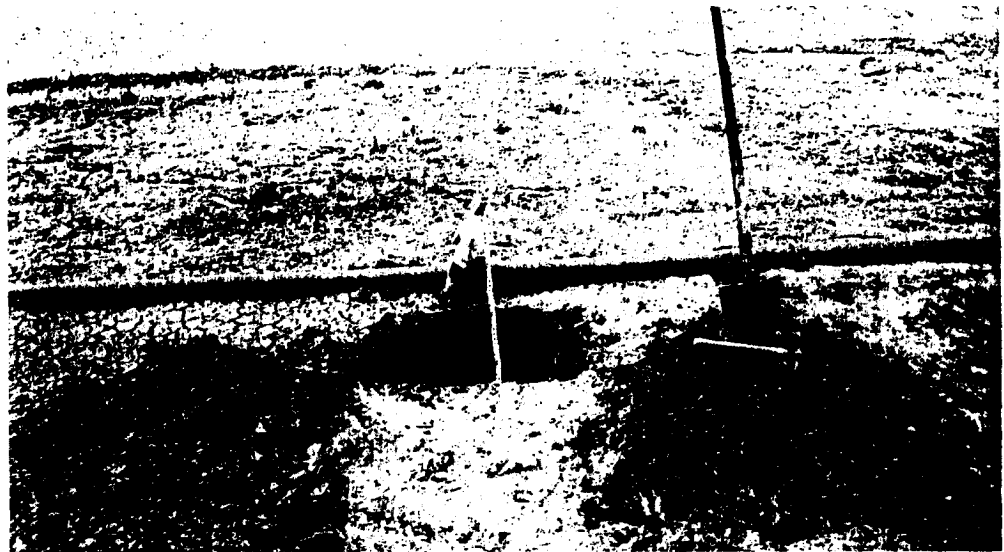


FOTO 6. Toma de muestras del lecho filtrante. Se ha muestreado el lecho filtrante mediante la apertura manual de catas.

En cuanto al aporte de fósforo, el vertido total se ha calculado en 408,5 kg, la práctica totalidad de esta cifra tiene su origen en el vertido doméstico, pues el agua de abastecimiento contiene una cantidad puramente testimonial de esta especie.

Destaca entre los cationes el aporte de sodio, que en total ha supuesto 5.362,5 kg, de los cuales proceden de las aguas en origen 3.351 kg por lo que el aporte de sodio al sistema es de 2.011 kg netos.

En cuanto a los indicadores de contaminación orgánica, en total han sido vertidos 6.869,6 kg de DQO y 2.842,5 de DBO₅ y de nitrógeno, casi en su totalidad como amonio, 790,4 kg (expresado como NH₄).

Entre los metales pesados, el único significativo es el zinc, con un aporte de 0,69 kg pero en la practica esta cantidad no es mayor que si se hubiese estado regando con el agua del propio acuífero.

Rendimiento del sistema de depuración

En las figuras 4 y 5 se muestran los rendimientos del sistema respecto a las sustancias disueltas en el agua y la carga bacteriana respectivamente. 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. En los drenes profundos, situados a 3 metros de profundidad, se llega a reducciones de la DQO entre el 77,2% y el 90%, de la DBO entre el 87,5 y el 96,7% y del COT entre el 77,4 y el 80%. La reducción en sólidos en suspensión oscila entre el 70,6 y 94%.

La eliminación de fósforo, que se observa en las gráficas, hasta de un 76,1%, con ser importante, a nivel del acuífero es prácticamente del 100%.

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 (magnesio, calcio, cloruros y sulfatos), el sodio y el potasio, sin embargo, interactúan con el complejo de cambio produciéndose una ligera disminución en concentración.

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

Las elevadas tasas de depuración obtenidas, el hecho de que después de casi un año de funcionamiento no se observe im-

TABLA 1. Carga vertida sobre el sistema de infiltración a lo largo de la experiencia (kg).

	DQO	DBO ₅	S.S.	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	Na
Media	522,9	216,3	92,9	53,9	432,7	662,0	798	408,1
Balsa A	3568,8	1476,7	634,1	367,9	2953,4	4518,2	5446,4	2785,9
Balsa B	3300,7	1365,7	586,4	340,3	2731,5	4178,8	5037,3	2576,6
A+B	6869,6	2842,5	1220,6	708,2	5684,9	8697	10483,8	5362,5
Carga/m ²	11,22	4,64	1,99	1,1	9,2	14,2	17,1	8,7
	Mg	Ca	K	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	Zn	
Media	110,6	212,2	36,9	60,2	31,1	28,0	0,05	
Balsa A	755,1	1448,8	251,9	410,8	212,2	191,1	0,36	
Balsa B	698,3	1339,9	232,9	380,0	196,3	176,7	0,33	
A+B	1453,5	2788,7	484,9	790,8	408,5	367,8	0,69	
Carga/m ²	2,37	4,55	0,79	1,29	0,67	0,60	0,0011	

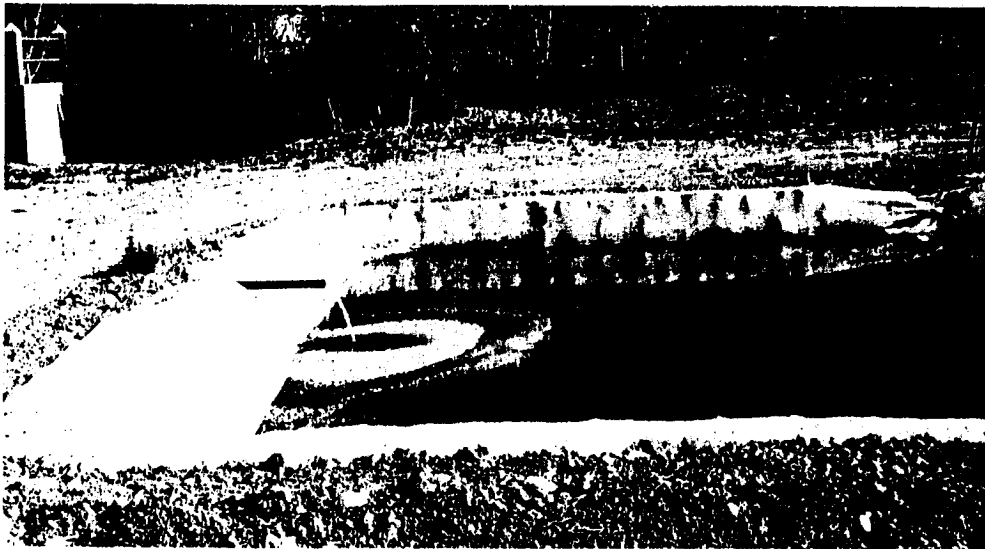


FOTO 7. Vista de la balsa almacén. De la correcta eliminación del material decantable contenido en el agua residual depende la vida útil de las balsas y la frecuencia de retirada de estos sedimentos.

pacto sobre la calidad del agua subterránea y el que los efectos de colmatación del lecho filtrante no hayan modificado la capacidad del sistema, permiten, por un lado considerar 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.

Dado que las fases de diseño y construcción de las instalaciones han supuesto una importante inversión en tiempo y dinero se pretende obtener el mayor provecho posible de las mismas, como modelo experimental para el desarrollo de

proyectos de investigación del comportamiento de suelo y de la zona no saturada ante contaminantes urbanos, poniéndolas a disposición de otros grupos de investigación que tengan interés en colaborar con el IGME en esta línea de trabajo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- EPA U.S. Environmental Protection Agency. (1984). "Process design Manual for land treatment of wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow". Center for Environmental Research Information.
 GÓMEZ OREA, D. (1998). "El agua" En Tecnoambiente n 1, 1998.
 INE Instituto Nacional de Estadística. (1991). "Poblaciones de Derecho y de Hecho de los Municipios Españoles". 255 p.p.
 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 Provincial de Granada Ed. 83 p.p.

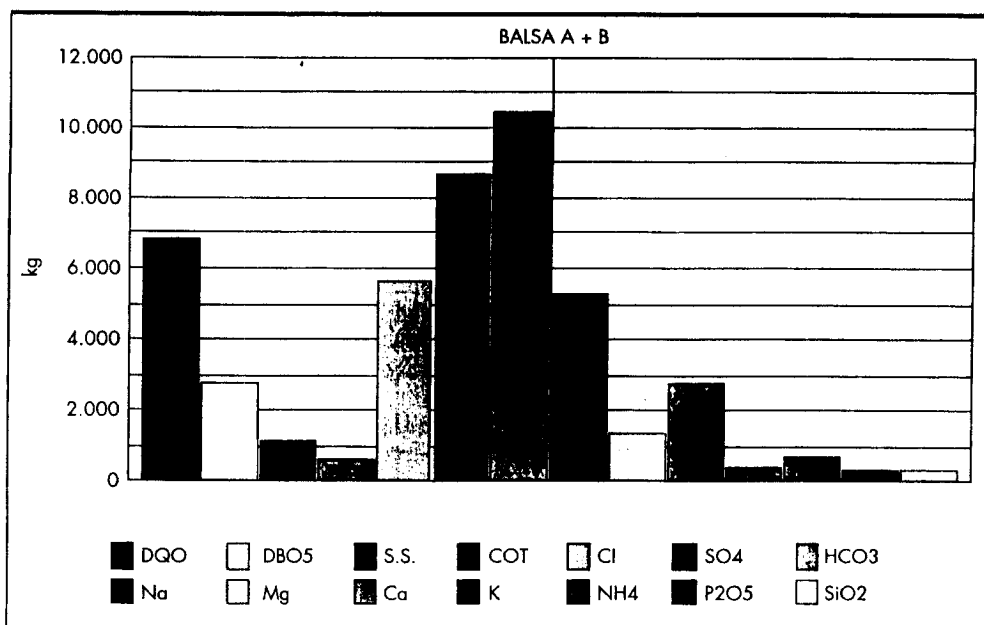


FIGURA 3. Vertido total sobre las balsas.

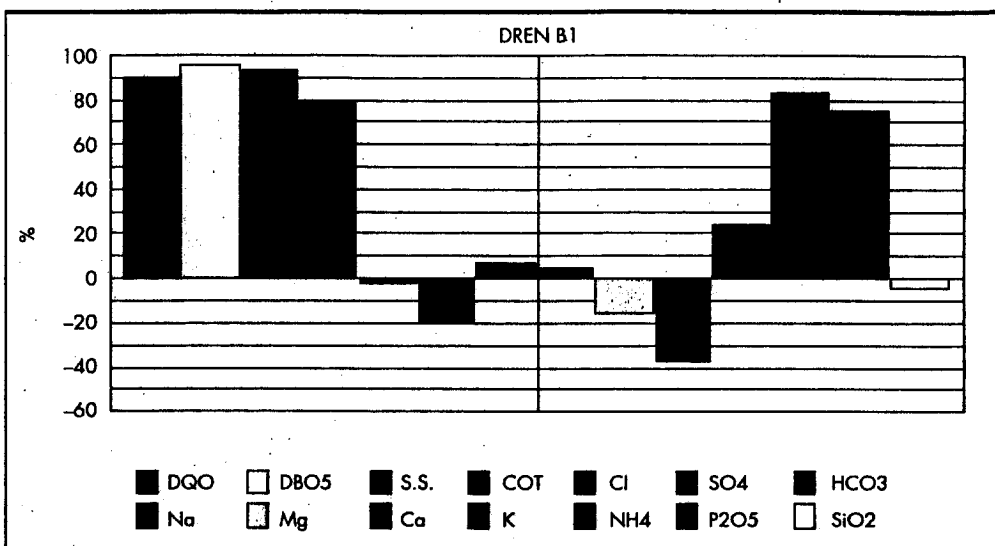


FIGURA 4. Rendimiento del sistema de depuración en los drenes profundos.

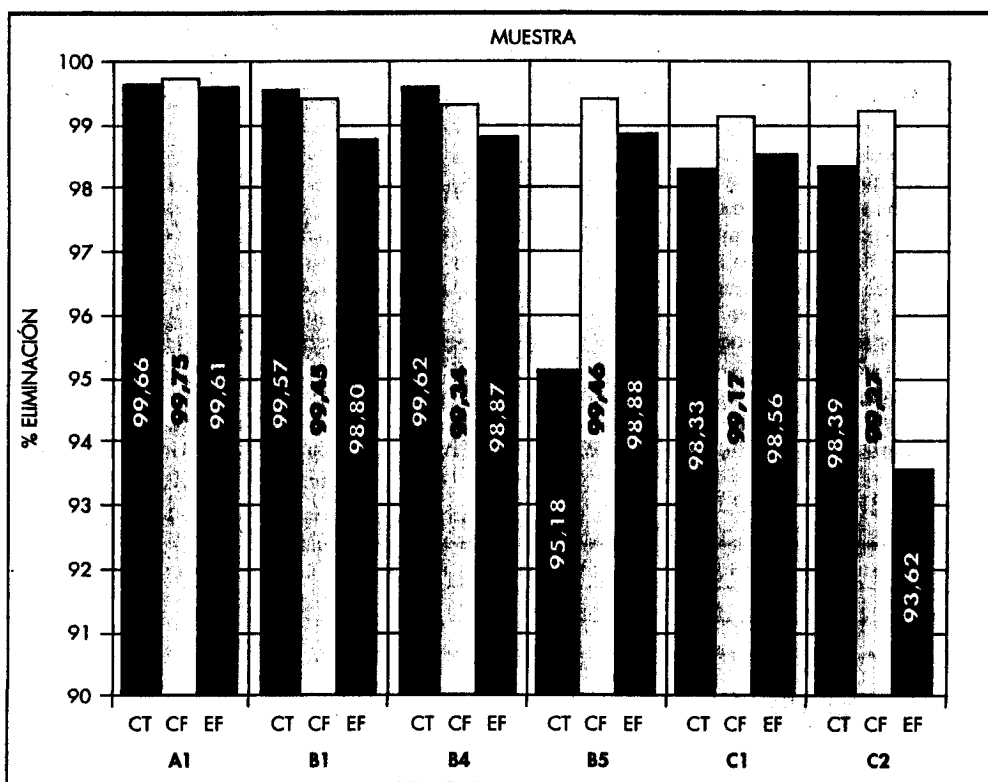


FIGURA 5. Porcentaje de eliminación de la carga bacteriana.

ITGE (1997); "Informe sobre le establecimiento de una red de control de los filtros verdes de Dehesas de Guadix y Fornes (Granada)" 1996-97. Informe Interno.

NIETO, P.; 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. A o 1994 (102-109).

NIETO, P.; BRISAUD, F.; MOTTIER, V. (1994). "Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos." Boletín Geológico y Minero. Vol. 105-3. A o 1994 (272-277).

METCALF-EDDY (1994). "Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales" 3 ed. Ed. Labor S.A. 969 p.p.

Ministerio de Medio Ambiente. (1998). "Recursos Mundiales. Guía Global del Medio Ambiente".

MORENO MERINO, L.; MURILLO DÍAZ, J. M.; RUBIO CAMPOS J. C. (2000). "Evolution of the physical-chemical characteristics of filter bed in a urban wastewater elimination system using direct infiltration through the soil". Comunicación al Tercer Congreso Internacional de la Sociedad Europea de Conservación de Suelos. Valencia 2000.

Para la depuración de aguas residuales urbanas en pequeños núcleos de población

La infiltración directa sobre el terreno, una alternativa de reducido impacto ambiental

MORENO MERINO, Luís (*); FERNÁNDEZ JURADO, M^a Ángeles(*); CALAFORRA CHORDI, José María. (**).
 (*) Dirección de Hidrogeología y Aguas Subterráneas del IGME.
 (**) Dpto de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería.

PALABRAS CLAVE:

AGUAS RESIDUALES URBANAS, DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES, INFILTRACIÓN RÁPIDA, RECARGA.

La infiltración directa sobre el terreno de aguas residuales brutas es una alternativa a los métodos convencionales de depuración, especialmente eficaz en el caso de pequeños núcleos de población, cuyos vertidos no presentan componente industrial y por tanto son totalmente biodegradables. Las instalaciones experimentales de Dehesas de Guadix, en funcionamiento ya más de dos años, han demostrado la viabilidad de este procedimiento, incluso en formaciones de permeabilidad reducida. Una ventaja adicional de este sistema es su reducido impacto ambiental, que de forma global puede ser calificado como de moderado a bajo. El mayor problema que se puede presentar es la llegada al agua subterránea de elevadas concentraciones de nitratos, pero los ciclos de humectación/desecado pueden ser optimizados para evitar este problema. En general puede hablarse más que de la existencia de impacto, de puntos débiles del sistema que pueden ser controlados a través de un programa de vigilancia y el diseño de medidas correctoras en caso de afección probada.

El agua de calidad es un bien escaso y desigualmente repartido. Su carencia constituye en extensas regiones de nuestro país, sobre todo las más dependientes de la producción agrícola, un factor limitante para el desarrollo económico y el aumento de la calidad de vida de sus pobladores. Un problema añadido, notablemente agravado en los últimos decenios, debido principalmente al vertido incontrolado de residuos industriales y domésticos, es la contaminación de los cursos de agua superficial y de las aguas subterráneas. Esta agresión al medio limita seriamente el uso de grandes masas de agua, sobre todo cuando su destino último es el abastecimiento a las poblaciones o algunas industrias especialmente sensibles, como por ejemplo la alimentaria.

Los métodos tradicionales de depuración de aguas residuales urbanas, muy eficaces y desarrollados en la actualidad, adolecen de dos problemas fundamentales cuando se intentan implantar en poblaciones pequeñas,

menores de 1.000 ó 2.000 habitantes: por un lado requieren una inversión relativamente elevada que el municipio no puede afrontar, y por otro su mantenimiento no es siempre todo lo sencillo y barato que sería de desear, además, aunque existen tecnologías blandas como los filtros verdes, los lechos de turba, o el lagunaje, mucho mejor adaptadas a este tipo de poblaciones que los sistemas clásicos de depuración, su aplicación no siempre es posible, e incluso en los casos más favorables es necesario un mantenimiento mínimo por personal especializado.

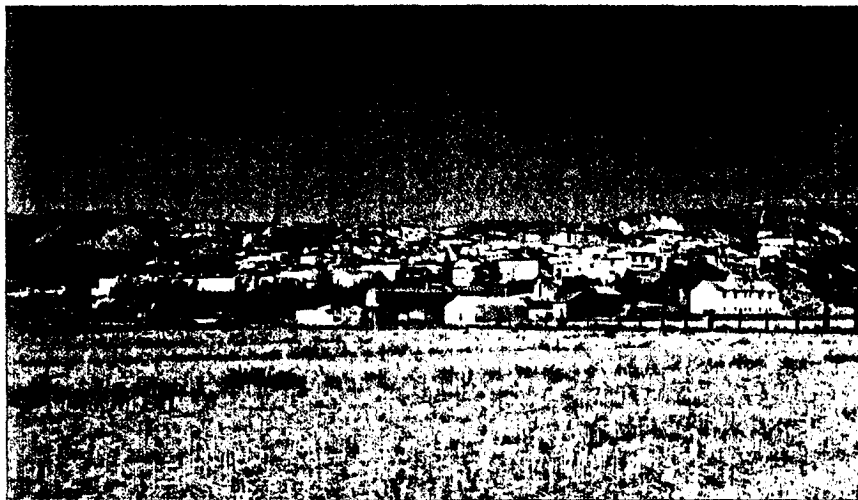


Foto 1.- Vista general de la población de Dehesas de Guadix tomada desde las instalaciones de infiltración.

La infiltración directa sobre el terreno en condiciones controladas puede llegar a ser una alternativa viable a los métodos convencionales de depuración, especialmente eficaz precisamente en el caso de pequeños núcleos de población, siempre que sus vertidos no presentan componente industrial o esta sea totalmente asimilable a urbana, y por tanto sean totalmente degradables por los micro-

organismos que de forma natural se encuentran en el terreno o por reacciones con componentes de este.

No obstante, existen dos factores limitantes que impiden la extensión rápida de esta tecnología de tratamiento y depuración: de un lado, la permeabilidad del lecho filtrante, pues ha de ser suficiente para absorber el agua que sobre él se vierte, por otro, la elevada capacidad de depuración que se exige para garantizar la calidad de las aguas subterráneas. Un interesante efecto secundario de este tipo de instalaciones es que el agua vertida contribuye a la recarga del acuífero, siendo posible una eficaz reutilización del recurso, aunque al ser los volúmenes vertidos de muy pequeña entidad esta recarga no pasa, en la mayoría de las ocasiones, de meramente testimonial.

Es importante apuntar que la casi totalidad de las experiencias realizadas en otros países, Francia, Noruega y Estados Unidos, entre otros, difieren sustancialmente de la que el *IGME* está llevando a cabo. El objetivo principal de esas experiencias ha sido precisamente la recarga de los acuíferos, no la depuración del efluente, por lo que se ha empleado agua procedente de grandes poblaciones que previamente habían sido sometidas a un tratamiento de depuración, generalmente secundario. Hay que tener en consideración que cuanto mayor es el volumen de agua a tratar o el nivel de depuración, la superficie del lecho filtrante ha de ser mayor.

Ante estas perspectivas, el *IGME* se planteó la necesidad de investigar la viabilidad de la infiltración directa sobre el terreno, sobre materiales de permeabilidad reducida, como sistema de depuración de aguas residuales urbanas procedentes de núcleos pequeños de población. Para ello se ha diseñado, construido y puesto en funcionamiento un modelo experimental a escala real en la población de Dehesas de Guadix, provincia de Granada, actualmente financiado con fondos procedentes de la *Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT)* a través de un proyecto 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 (REM 2001-0039-HID)*. La finalidad de este proyecto es investigar, empleando herramientas de modelación matemática, la viabilidad a largo plazo de esta técnica y el impacto ambiental que se produce, tanto en la fase de explotación como en la de abandono, incidiendo especialmente en la evolución de las aguas superficiales y subterráneas.

Ubicación de las instalaciones, marco geográfico, geológico y edafológico

Criterios de selección del emplazamiento de las instalaciones

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:

- a) **Referente a la población:** se impone como criterio único el que la población debe contar con un máximo de 2.000 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 junto 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 Alicum, mientras que 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 unitario de reciente construcción, toda ella de PVC, por lo que se consideran despreciables las pérdidas. Las aguas residuales generadas, aproximadamente 80 m³ día, se conducen a una planta de tratamiento situada a unos 2 km de la población donde se produce 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, descritas en el apartado anterior, en una finca cedida por el IARA de unos 2.500 m² de superficie, y conocida como *Chozones*, lindando con el río Guadahortuna.

Estudios previos

Antes de proceder a la construcción definitiva del sistema de depuración, es preciso realizar una serie de estudio previos que permitan determinar la permeabilidad y distribución granulométrica 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.

Ensayo de infiltrometría

En la *Foto 2* se muestra el desarrollo de una de las medidas de permeabilidad del lecho mediante la técnica del infiltrómetro de doble anillo y también en catas de 1 x 1 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 cm/min (oscilando entre un máximo de 0,09 y un mínimo de 0,02 cm/min), justo en el límite de lo recomendado.

Caracterización textural de la matriz sólida

El análisis de la textura de los materiales es necesario, 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.

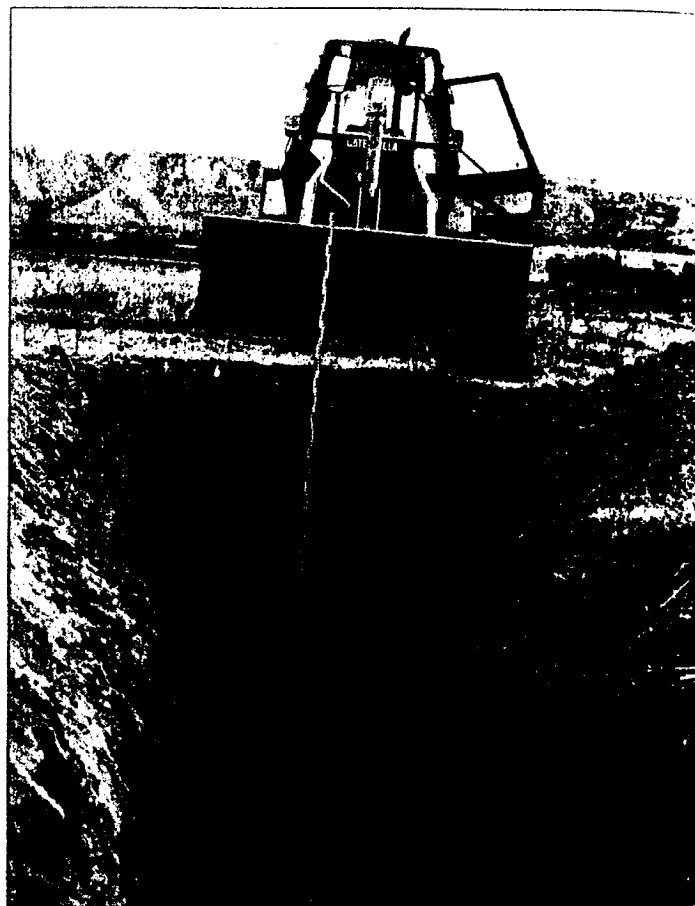


Foto 2.- Medida de la capacidad de infiltración del lecho de las balsas de infiltración mediante la técnica del doble anillo. Se han realizado medidas a diversas profundidades con el fin de controlar la presencia de niveles de permeabilidad insuficiente o excesiva que, pudieran causar un flujo incontrolado del agua infiltrada.

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 ($r = -0,363$)

Desde el punto de vista de la infiltración rápida, se trata en todos los casos de un terreno que se puede clasificar como 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%.

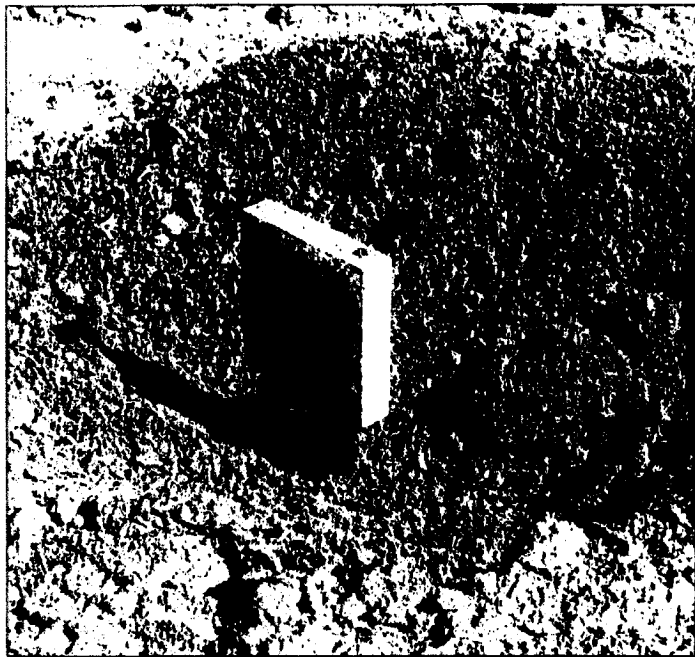


Foto 3.- Toma de muestras inalteradas para la realización de ensayos de laboratorio: permeabilidad, densidad real y aparente, porosidad total y eficaz..

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 interlamilar 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 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 14 y 16 m), facilitará los procesos de depuración que es lo que se está buscando.

Características de diseño del sistema de depuración

En la Fig. 1 se muestra un esquema general del diseño de las instalaciones de depuración. Este diseño se ha realizado teniendo en cuenta que las instalaciones:

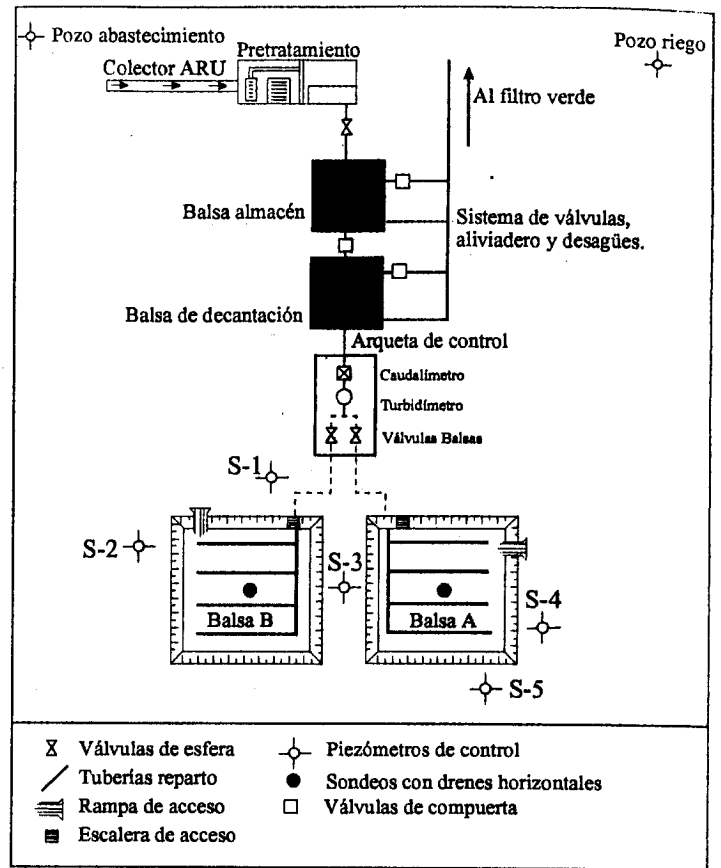


Fig. 1.- Esquema general de diseño de las instalaciones de infiltración y del dispositivo de control de la calidad del suelo y de las aguas subterráneas.

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

El dimensionamiento del dispositivo de infiltración se ha realizado en base a las recomendaciones de la EPA (*Environmental Protection Agency*), (EPA, 1984). Los parámetros básicos de diseño son: la tasa de infiltración (K), y la carga hidráulica de agua residual CHAR. A la tasa de infiltración se le aplica un coeficiente de corrección que oscila entre el 2% y el 4% (EPA, 1984) para el cálculo de la carga hidráulica de agua residual aplicable.

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:	$Q_{AR} = 30248,6 \text{ m}^3/\text{año.}$
*Carga hidráulica aplicable:	$CH_{AR} \times 2\% = 16,4 \text{ m/año}$
*Caudal medio diario:	$Q_{ARM} = Q_{AR}/365 = 82,87 \text{ m}^3/\text{día}$
*Superficie necesaria:	$S_{NECESARIA} = Q_{AR}/CH_{AR} = 1844,43 \text{ m}^2$

El número de ciclos de humectación desecado 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 y a una decantación previa de los sólidos en suspensión.

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: $S = (Q_{ARM} \times N \text{ días/ciclo}) / CH_{CICLO}$. Esta superficie se distribuye en un número de balsas para cada ciclo de carga considerado.

A la superficie del sistema que se ha calculado debe añadirse la necesaria para construir la instalación de 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 de 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 semi-balsas).

Los ciclos de humectación/secado, dada la baja tasa de vertido, es en la actualidad de 7/21 días, mientras que el tiempo de residencia en las balsas de decantación y almacén es de 27 horas en cada una de ellas.

Componentes del sistema de depuración

a) **Toma de agua.** El agua residual 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.

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 15 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 agua residual, procedente de la balsa de decantación a las balsas de infiltración. El volumen de agua descargada se controla mediante un caudalímetro de paletas de 100 mm de Ø, pudiendo hacerse además medidas de turbidez en continuo. 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,

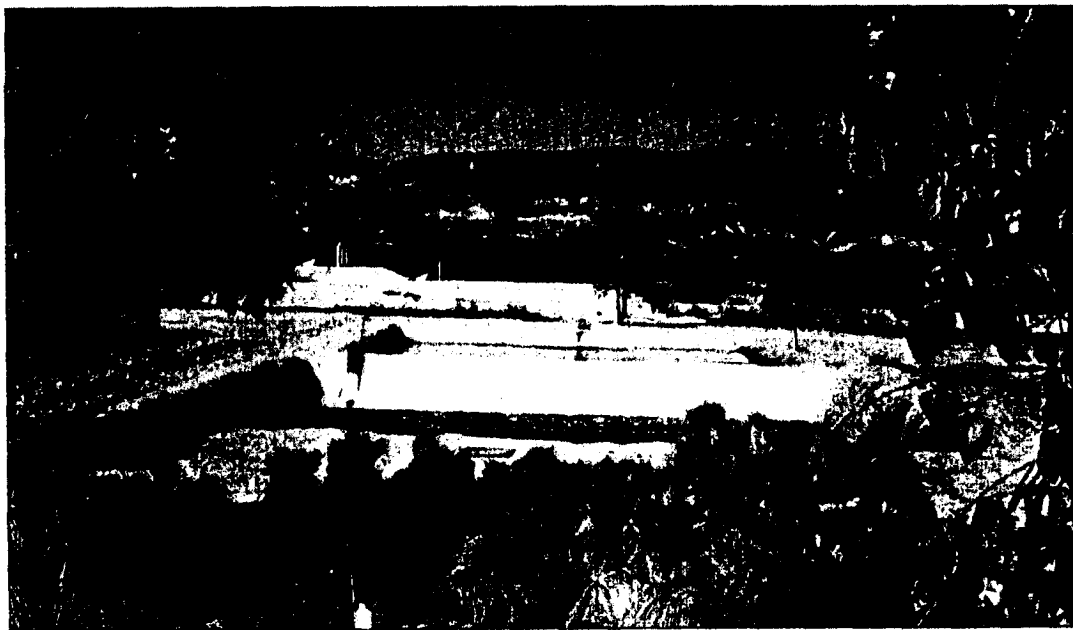


Foto 4.- Balsas de decantación y almacén. Las balsas de decantación y almacén tienen una capacidad de 80 m³ lo cual permite tratar la totalidad del agua generada en la población de Dehesas incluso en verano, cuando la producción es mayor.

Foto 5.-

Balsas de infiltración, para su construcción fue necesario retirar más de 3.200 m³ de tierra. Con el fin de poder restaurar el medio, una vez finalizados los ensayos, se separaron y almacenaron adecuadamente el suelo y el resto de los sedimentos extraídos.



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 agua a infiltrar. Las balsas están divididas a su vez en dos semibalsas.

Funcionamiento del sistema

El agua residual se conduce por medio de un colector a la estación de pretratamiento, donde se somete a un desbaste, desarenado y desengrasado, luego 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. Los periodos de humectación/desecado han

sido de 10 días, en una primera etapa, y 7/21 días, en la actualidad.

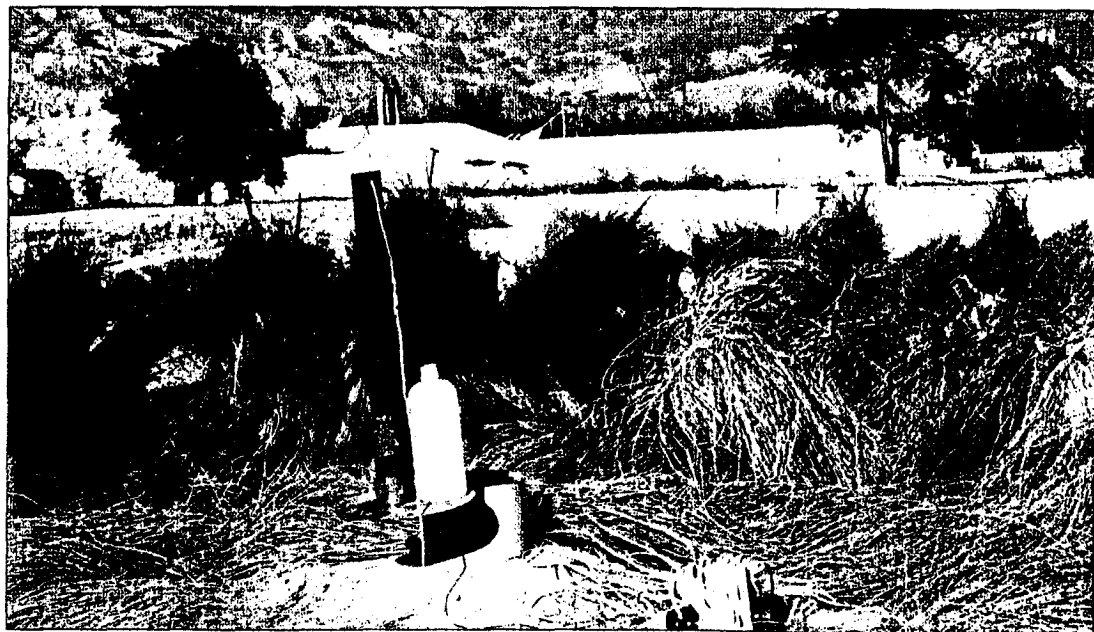
El mantenimiento de las instalaciones consiste en la retirada periódica del material sedimentado en las balsas de decantación, aproximadamente cada tres meses; además, es necesario evitar el crecimiento de vegetación en las balsas de infiltración por lo que en los periodos de desecación se procede a eliminar las plántulas que van creciendo. Una vez al año se debe limpiar con agua a presión el sistema de conducciones y válvulas.

Control de la evolución del agua subterránea, del suelo y de la solución del suelo

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.

Foto 6.-

Sondeo piezométrico para la toma de muestra de agua subterránea. La profundidad de estos sondeos oscila entre 55 y 60 metros, se han construido totalmente penetrantes en el acuífero y ranurados en toda su extensión lo cual permite la toma de muestras representativas de diversos niveles.



a) **Agua subterránea.** El seguimiento de las aguas subterráneas se realiza a través cinco sondeos piezométricos, contruidos ex profeso para la experiencia, 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. Las profundidades de perforación oscilan entre 52 y 55 m. Los sondeos están entubados en PVC de 90 mm de diámetro ranurado a partir de los 10 m de profundidad. Se han cementado los 10 m 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. El equipo necesario para su instalación ha de ser de uso común.
- g) La extracción de la muestra no debe someter a ésta a un estrés innecesario, y ha de poder ser realizada por cualquier operario.

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 (*Fig. 2*), estos consisten en dos pozos situados en el centro de las balsas de infiltración, de 1,5 m de diámetro y 3 m 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 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.

Recientemente se ha complementado este sistema (*Foto 9*) instalando dos baterías de cápsulas cerámicas de succión, ocho en total, con el fin de comparar los resultados con los obtenidos en los drenes horizontales

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.

d) **El control del frente de humectación/desecado,** importante para conocer si se consigue un buen desecado de la superficie del suelo en los periodos entre vertidos, se hace mediante la medida de una batería de siete tensiómetros de succión (*Foto 10*) instalados a profundidades que van desde los 40 cm a 150 cm en saltos de 30 cm.

e) **Control del agua residual urbana.** Se toman muestras cada 15 días del agua bruta, y del agua en cada una de las balsas.

Resultados obtenidos

Los primeros resultados obtenidos son muy alentadores. En las *Figs. 3 y 4* se muestran los rendimientos del sistema respecto a las sustancias disueltas en el agua y la carga bacteriana res-

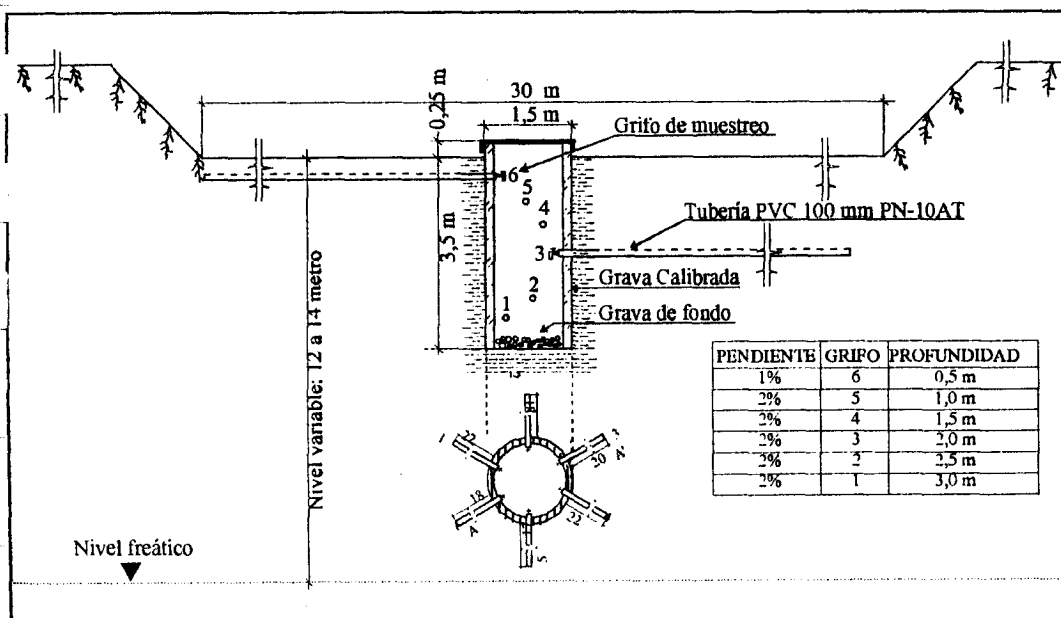


Fig. 2.- Esquema, en corte transversal, de los pozos de muestreo de solución del suelo mediante drenes horizontales.

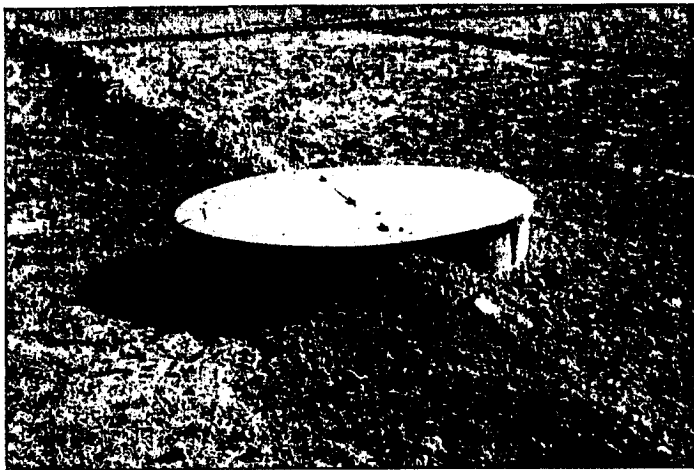


Foto 7.- Pozo de gran diámetro para la toma de la solución del suelo mediante drenes horizontales.



Foto 8.- Detalle de los grifos de los drenes horizontales. Los drenes tienen una longitud de 15 metros y una ligera pendiente, del 1%, para permitir que el agua llegue a sus extremos y pueda ser muestreada.

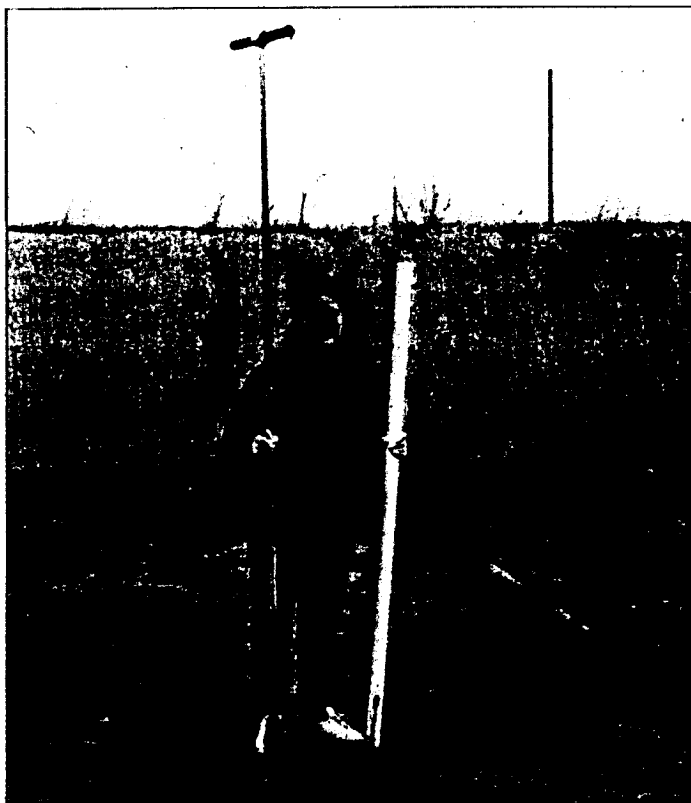


Foto 9.- Cápsulas cerámicas de succión empleadas en el muestreo de la solución del suelo. Los datos proporcionados por estos dispositivos servirán para complementar la información obtenida en el sistema de drenes horizontales.

pectivamente. Se ha representado el porcentaje de eliminación (cuando el valor es negativo significa que se produce un incremento de la variable). El proceso se muestra especialmente eficaz en la eliminación de la contaminación orgánica. En los drenes profundos, situados a 3 m de profundidad, se llega a reducciones de la *DQO* entre el 77,2% y el 90%, de la *DBO* entre el 87,5 y el 96,7% y del *COT* entre el 77,4 y el 80%. La reducción en sólidos en suspensión oscila entre el 70,6 y 94%.

La eliminación de fósforo en los primeros decímetros de suelo es de hasta un 76,1%, tal y como se observa en las gráficas, llegando a ser prácticamente del 100% en el acuífero.

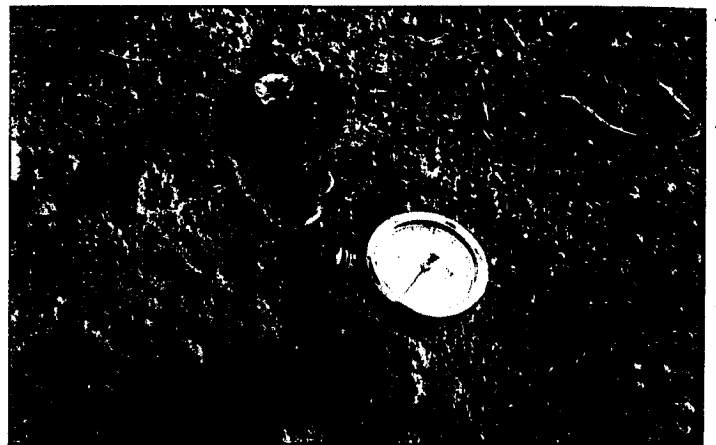


Foto 10.- Tensiómetro para la medida de la humedad del suelo. Es muy importante el control de la evolución de los frentes de humectación y desecado en la zona no saturada con el fin de asegurar los procesos de nitrificación y destrucción de la materia orgánica.

Las especies inorgánicas 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 (magnesio, calcio, cloruros y sulfatos), el sodio y el potasio, sin embargo, interactúan con el complejo de cambio produciéndose una ligera disminución en concentración.

En la *Foto 12*, se muestra el aspecto que toma el suelo en las diferentes fases del proceso, es importante destacar como, a pesar del aporte extra de materia orgánica que supone el desarrollo en superficie de algas, al finalizar el proceso de desecación la mineralización de la materia orgánica parece ser total, no quedando más resto en el suelo que una finísima capa de sales precipitadas (principalmente carbonatos, sulfatos y cloruros) que son rápidamente arrastrados en la siguiente aplicación de agua residual.

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

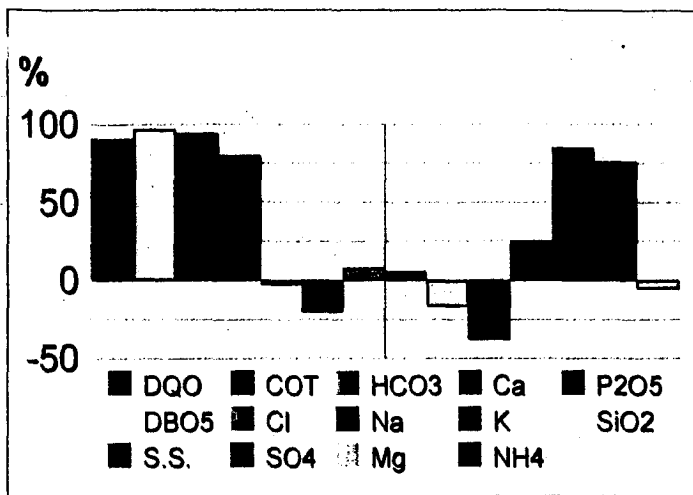


Fig. 3.- Ejemplo de la variación porcentual en el contenido de las principales especies. Dren B-1.

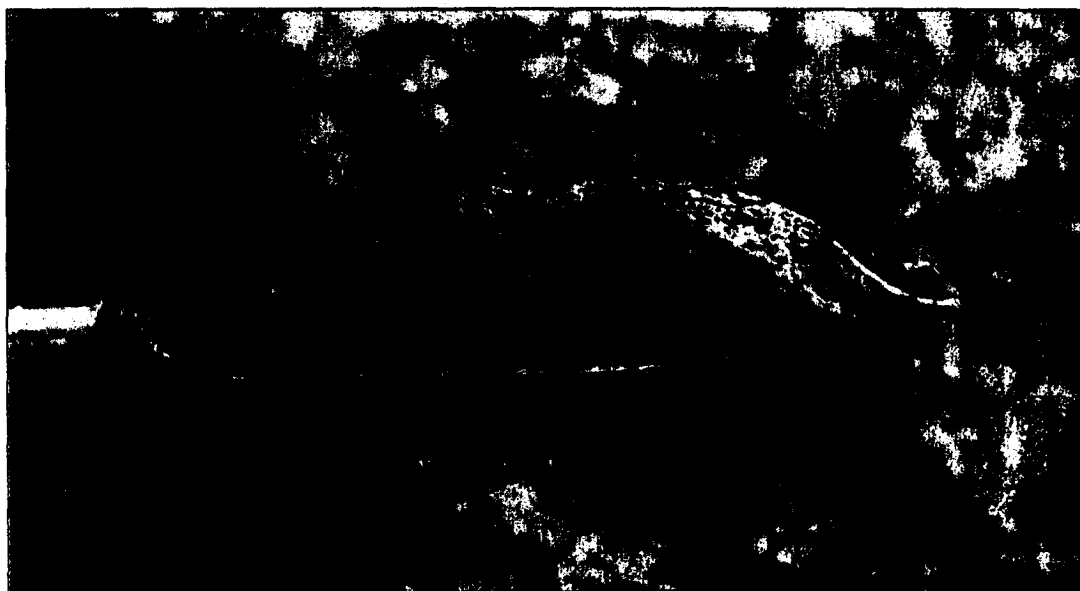
unas dimensiones reducidas y se tomen las precauciones necesarias para el control del proceso de depuración. En la Fig. 5 se muestra un esquema descriptivo de la metodología empleada para el análisis de impacto ambiental, que se fundamenta en la identificación de las acciones potencialmente impactantes 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 pasa 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 calcula el impacto ambiental total sobre cada componente ambiental así como el impacto ambiental 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.

Foto 11.- Toma de muestras de suelo mediante tomamuestras manuales. Estos dispositivos permiten acceder a profundidades de más de 2 metros con un espesor mínimo de muestreo de 10 cm.



% eliminación



	A1	B1	B4	B5	C1	C2
■ CT	99,66	99,57	99,62	95,18	98,33	98,39
■ CF	99,75	99,45	99,34	99,46	99,17	99,27
■ EF	99,61	98,8	98,87	98,88	98,56	93,62

Fig. 4.- Porcentaje de eliminación de microorganismos (CT coliformes totales, CF coliformes fecales, EF estreptococos fecales).

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):

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.

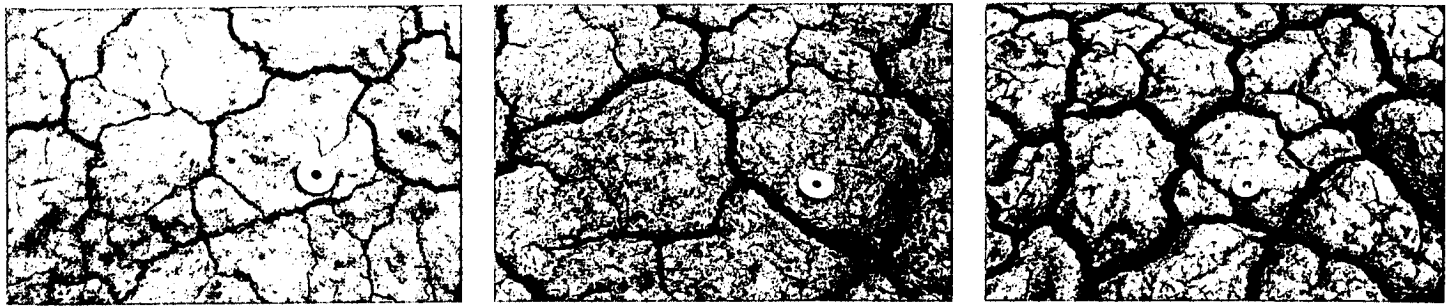


Foto 12.- Aspecto superficial del lecho filtrante antes del comienzo de los vertidos, inmediatamente después de la infiltración de agua residual y tras el periodo de desecado de 10 días. La mineralización de la materia orgánica es total a pesar del desarrollo de algas en superficie.

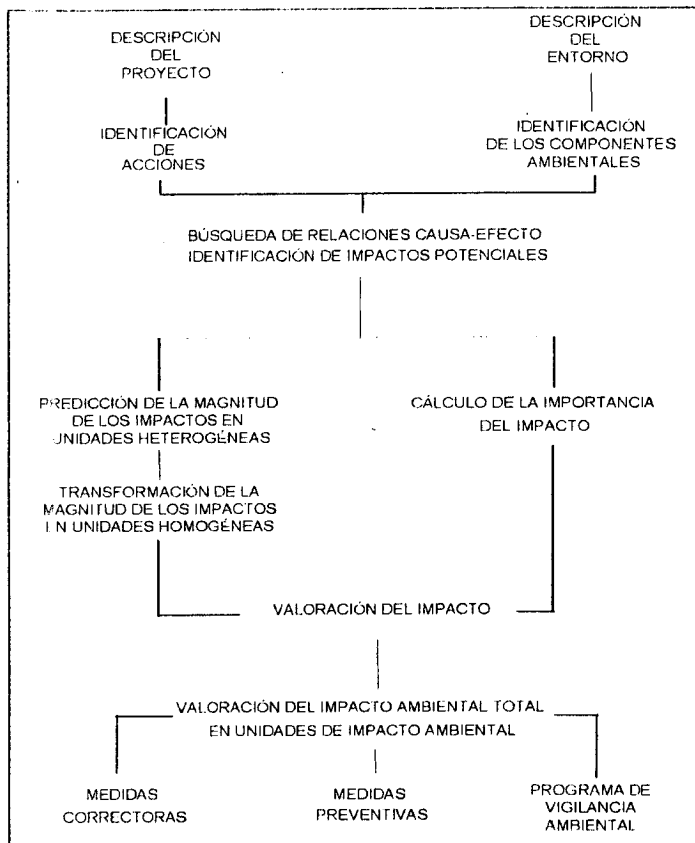


Figura 5.- Metodología de evaluación de impacto de las instalaciones de Dehesas.

- 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 ARU 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 puede además producir olores.



Foto 13.- Vista de Dehesas de Guadix y del sistema de transporte y depuración de aguas residuales urbanas. Una notable característica de las instalaciones, desde el punto de vista del impacto ambiental, es su integración en el paisaje y por ello el reducido impacto visual que suponen, a pesar del movimiento de tierras que ha sido necesario realizar para la construcción de las balsas de infiltración.

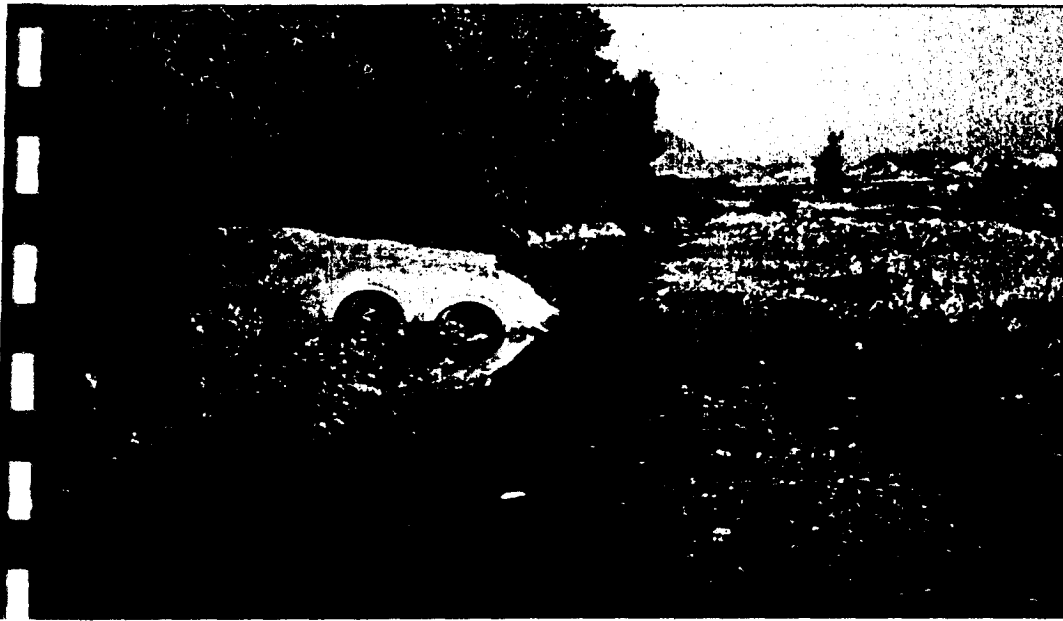


Foto 14.- El río Guadahortuna, ganador aguas abajo de las instalaciones, a su paso por las inmediaciones de las balsas de infiltración. El río muestra un fuerte carácter estacional, en años típicos únicamente lleva agua durante 6-8 meses (de octubre-diciembre a mayo-julio).

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 re-vegetación 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, ya que algunos animales al intentar beber caen 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 I*, asignándole a cada factor un valor que

				UIP		
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	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 SUBTERR		210
				CANTIDAD DE REC SUBTERR		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 FISICO						
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 REC	80		
TOTAL MEDIO SOCIAL			285			

TABLA I.- Unidades de Importancia

resulta de la distribución de 1.000 UIP entre el total de los factores ambientales considerados.

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 II), 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.

Valoración de los impactos

Cálculo 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 III 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 dicha tabla, 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 correspondientes a la calidad de agua subterránea debido a la agresividad de las acciones que le impactan, y las características físicas del suelo y la calidad de vida por el número de acciones que impactan sobre ellos.

Cálculo de la magnitud del impacto

Para calcular la magnitud de los impactos, se ha elegido un indicador representativo de cada uno de los factores ambientales a valorar. La diferencia entre el valor de este indicador sin proyecto y con proyecto, referido a cada una de las acciones que impactan en él será la magnitud del impacto de cada acción sobre ese factor en cuestión. En la Tabla III aparecen los indicadores utilizados y los valores de la magnitud para los impactos estudiados.

La magnitud sirve para valorar cuantitativamente el impacto de una acción sobre un factor determinado, pero no se pueden comparar los valores de distintas magnitudes porque no están en unidades homogéneas, es decir, son magnitudes inconmensurables. Para poder establecer comparaciones entre magnitudes y determinar que impactos tienen mayor magnitud se hace

				ACCIONES DEL PROYECTO															
				DISEÑO		CONSTRUCCIÓN		FUNCIONAMIENTO			ABANDONO		ESTAB						
				ENSAYOS PREVIOS	ELIMINAC CUBIERTA VEGETAL	EXCAVAC Y MOV TIERRA	MONTAJE OBRAS INGEN E IMPERMEA	ACONDDTO ZONA VERTIDO MATERIAL	PRESENCIA DE LA PLANTA	TRANPORTE DE ARU	PRETRATAMIENTO	PERMANENCIA ARU EN BALSAS	VERTIDO DEL EFLENTE AL SUELO	ACUMULACION Y MANEJO DE FAGOS	DESAMTELAMIENTO	ZONA DE ACOPIO PARA RELLENO	REVEGETACION	ESTABILIZACION DEL SISTEMA	
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	MEDIO INERTE	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA															
			SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS															
				CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS															
		AGUA	CONTAMINACIÓN MICROBIOL.																
			CALIDAD DEL AGUA SUPERF.																
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERR																
	MEDIO SOCIAL	M BIOTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN															
			FAUNA	FAUNA															
			PAISAJE	PAISAJE															
		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															

Tabla II.- Matriz de identificación de impactos.

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 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 V*, 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,

$$V_j = (I_j / I_{max} \cdot M_j^2)^{1/3}$$

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 sólo 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 y el valor del impacto calculado, (Conesa, 1997).

$$IAT\ Fact = P_j \cdot V_j$$

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.

$$IAT = \sum S_j P_j \cdot V_j = \sum S_j IAT\ Fact$$

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

TABLA V.- Valor del impacto para cada componente ambiental en función de su importancia absoluta y su magnitud.

Los valores del impacto ambiental total causado por el proyecto deben encontrarse en el intervalo -1.000 y $+1.000$ 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.

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

En la *Tabla VI* se presentan los valores obtenidos para el impacto total por factores, componentes, subsistemas y sistemas.

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 pro-

			UIP	VALOR DEL IMPACTO	IMP.		
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20	-0,743		
			TOTAL AIRE	20	-0,743		
	MEDIO INERTE	SUELO		CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	20	-0,407	
				CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	20	-1,312	
				CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA	50	-0,656	
				TOTAL SUELO	90	-2,375	
	MEDIO FISICO	AGUA		CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	195	-0,235	
				CALIDAD DEL AGUA SUBTERR	210	-0,104	
				CANTIDAD DE REC SUBTERR	80	0	
				TOTAL AGUA	485	-0,339	
		TOTAL MEDIO INERTE	595	-3,457			
	M BIOTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	50	-0,581	
			FAUNA	FAUNA	50	-0,649	
			TOTAL MEDIO BIÓTICO		100	-2,678	
M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	PAISAJE	20	-0,412		
		TOTAL MEDIO PERCEPTUAL		20	-0,412		
	TOTAL MEDIO FISICO			715	-4,813		
MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5	-0,54		
	M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200	-0,448		
	M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL REC	80	0		
	TOTAL MEDIO SOCIAL			285	-1,077		

TABLA VI.- Valores que toma el impacto total por factores, componentes, sistemas y subsistemas.

yectos 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.

Agradecimientos

Este trabajo cuenta con la financiación de la *CICYT (Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología)* a través del proyecto *REM2001-039HID*, 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*; además, no habría sido posible su realización sin la colaboración desinteresada de personas e instituciones que han prestado su apoyo inestimable desde las fases iniciales de diseño de las instalaciones y ejecución de obra, hasta las etapas de mantenimiento, toma de muestras y aplicación de técnicas analíticas; por eso los autores del trabajo quieren expresar su agradecimiento al Ayuntamiento de Dehesas de Guadix, la Diputación de Granada y a la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía.

BIBLIOGRAFÍA RECOMENDADA

- CONESA, V. (1997). **Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental.** Mundi-Prensa. 412 p. Madrid.
- EPA U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1984). **Process design Manual for land treatment of wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow.** Center for Environmental Research Information.
- 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.** *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía.* Almería.
- GÓMEZ OREA, D. (1999). **Evaluación del impacto ambiental.** Mundi-Prensa. 701p. Madrid.
- INE INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. (1991). **Poblaciones de Derecho y de Hecho de los Municipios Españoles.** 255 p.p.

- ITGE y DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE GRANADA. (199). **Plan director de depuración de aguas residuales urbanas, la provincia de Granada. Documento de síntesis.** ITGE Diputación Provincial de Granada Ed. 83 p.p.
- METCALF-EDDY (1994). **Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales.** Ed. Labor S. 969 p.p.
- MORENO MERINO, L.; MURILLO DÍAZ, J.M.; RUBIO CAMPOS, J. (2000). **Evolution of the physical-chemical characteristics of filter bed in a urban wastewater elimination system using direct infiltration through the soil.** *Comunicación al Tercer Congreso Internacional de la Sociedad Europea de Conservación de Suelos.* Valencia.
- NIETO, P.; 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. (102-109). Madrid
- NIETO, P.; BRISSAUD, F.; MOTTIER, V. (1994). **Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un proyecto más. Parte II. Resultados obtenidos.** *Boletín Geológico y Minero.* Vol. 105-3. (272-277). Madrid.

Anexo IV

Listado de las publicaciones relacionadas con el proyecto

Moreno Merino, L. ; Fernández Jurado, M^a.A.; Rubio Campos, J.C.; Calaforra Chordi, J.M.; López Geta, J.A.; Beas Torroba, J.; Alcaín Martínez, G.; (2002). La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. ISBN 84-7840-464-3.

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. Tecnoambiente. Año X. N° 98-99. p.p. 61-66. ISSN 1133-4665

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. N° 430. Mayo 2000. p.p. 261-266. ISSN 0211-0776

Moreno Merino, L.; Liquiñano Garrido, M^aC.; 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.

Murillo Díaz, J.M.; Moreno Merino, L. (2001). Tratamiento de aguas residuales mediante Geodepuración. Estratos. N° 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 técnica de la geodepuración. Retema. Medio Ambiente. N° 84. ISSN 1130-9881. Madrid..

Moreno Merino, L; Fernandez Jurado, M^a A.; Calaforra Chordi, J.M.; (2001). La infiltración directa sobre el terreno, una alternativa de reducido impacto ambiental . pp 52-58. Hidropress. N° 32. ISSN. 1136-6095 Madrid.

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. N° 125. (51-60).

L. Moreno; M.A. Casermeiro; J.R. Quintana; M.A. Fernández Jurado; S. Castaño. (2004). Eficacia en la eliminación de macronutrientes de un sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno (Geodepuración). Revista Geotemas. Volumen 6(4). (169-172). ISSN 1567-5172.

Fernández Jurado, M.A.; Moreno Merino, L.; (2004) Principales aportaciones de la investigación científica, de los últimos 30 años, al desarrollo de la infiltración directa sobre el terreno, como técnica para la depuración de aguas residuales urbanas. Boletín Geológico y Minero, 115 (4): 651-664

Moreno, L.; Fernández, M^a A.; Casermeiro, M.A.; Quintana J.R. (2005). Valoración ambiental de la depuración de aguas residuales mediante IDT desde el punto de vista del uso agrícola de las aguas subterráneas. Ingeniería Civil. 138/2005. 10 pp

Casermeiro Martínez, M.A.; Moreno Merino, L.; Quintana, J.R.; De la Losa Román, A. (2005) Short and long term impact on the soil of the wastewaters treatment using direct

infiltration in a semiarid climate under low permeability conditions. Enviada a la revista Science of the total environment.

Moreno Merino, L. , Murillo Diaz, J.; Rubio Campos, J.C.; De la Orden Gomez, J.A (2000) "Evolution of the physical_chemical characteristics of a filter bed in a urban wastewater elimination system using direct infiltration through the soil". En "Tercer congreso internacional de la Sociedad Europea de Conservación de Suelos.

Moreno Merino, L., Fernández , Mª 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.

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.

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 sistem 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). Preceedings of the third international congress man and soil at the third millenium. Geoforma ediciones. Logroño. ISBN 84-87779-47-6.

Moreno Merino Luis; Fernández Jurado Mª Ángeles; De La Losa Román Almudena . (2004). Impacto de la depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno sobre la calidad agronómica de las aguas subterráneas. El caso de Dehesas de Guadix. VII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza 2004. pp. 111, 120.

Moreno Merino Luis; Fernández Jurado Mª Ángeles; De La Losa Román Almudena . (2004). Evaluación del aporte atmosférico de solutos sobre un sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. VII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza 2004. pp 185, 193.

Fernández Jurado Mª A.; Moreno Merino, L.; de la Losa Román A.; Calaforra Chordi, J.M. (2005). Propuesta de un índice de impacto sobre el medio hídrico subterráneo del empleo del suelo como elemento activo en la depuración de aguas residuales urbanas. En J.A. López-Geta, J.C. Rubio y M. Martín Machuca (Eds). VI Simposio del agua en Andalucía. Sevilla. IGME p.p. 1057-1068.

Fernández Jurado Mª A.; de la Losa Román A.; Moreno Merino, L.; de la Orden Gómez, J.A.; Calaforra Chordi, J.M. (2005). Cálculo del balance hídrico en un sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante depuración directa sobre el terreno. En J.A. López-Geta,

J.C. Rubio y M. Martín Machuca (Eds). VI Simposio del agua en Andalucía. Sevilla. IGME
p.p. 1069-1076 .