

# 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  $\text{DBO}_5$ , 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 DBO<sub>5</sub> 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.

Lance *et al.* (1980) realizaron un estudio comparativo sobre la renovación de efluentes primarios y secundarios utilizando columnas rellenas de suelo para simular el tratamiento mediante IR. Se observó que los valores de infiltración para el efluente primario 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, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 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/desechado. 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 DBO<sub>5</sub> 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 m<sup>3</sup>/día sobre dos balsas (250 l/m<sup>2</sup>) 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 CO<sub>2</sub> 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 DBO<sub>5</sub> 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 DBO<sub>5</sub>, 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 isotermas 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 Sulaibiyah (Kuwait) demostrando la viabilidad de este sistema, dadas las condiciones de esta región. Obtuvieron reducciones de DQO del 70%, de DBO<sub>5</sub> 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 m<sup>2</sup>, 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 aumente 84 veces en los primeros 5 a 10 cm del suelo. El suelo fue capaz de retener aproximadamente, en los 1.250 m<sup>2</sup> 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, DBO<sub>5</sub>, 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, DBO<sub>5</sub> 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 DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> 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 (DBO<sub>5</sub>, 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 DBO<sub>5</sub>), (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 DBO<sub>5</sub> 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 DBO<sub>5</sub> 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. 66<sup>th</sup> 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., Aharoni, A. y Michail, M. 1993. Municipal wastewater reuse via soil aquifer treatment for non-potable purposes. *Water Science and Technology*, 27 (7-8): 53-61.
- Kanarek, A. y Michail, M. 1996. Groundwater recharge with municipal effluent: Dan region reclamation project, Israel. *Water Science and Technology*, 34(11): 227-233.
- Kopchynski, T., Fox, P., Alsmadi, B. y Berner, M. 1996. The effects of soil type and effluent pre-treatment on soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 34(11): 235-242.
- 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*, N° 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*, 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. 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). Geoforma 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 Días, 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 at Ahmedabad, India. *Water Science and Technology*, 35(9): 2179-2190.
- Nieto, P. y Alamy, Z. 1994. Depuración natural de aguas residuales brutas mediante su infiltración controlada. Una experiencia en marcha. Parte I. Desarrollo del proyecto. *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 105-1. pp: 102-109.
- Nieto, P., Brissaud, F. y Mottier, V. 1994. Depuración de ARU mediante infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos. *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 105-3. pp: 272-277.
- Powelson, D.K., Gerba, C.P. y Yahya, M.T. 1993. Virus transport and removal in wastewater during acuífer 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 acuífer 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 acuífer 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 acuífer systems. *Water Science and Technology*, 33(10-11):433-442.
- Tang, A. y Mays, L.W. 1998. Genetic algorithms for optimal operation of soil acuífer treatment systems. *Water Resources Management*, 12(5): 375-396.
- Tanik, A. y Çomakoglu, 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 acuífer 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 acuífer 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