



Escola Tècnica Superior d'Enginyers
de Camins, Canals i Ports de Barcelona

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

PROJECTE O TESIS D'ESPECIALITAT

Títol

Recarga de acuíferos mediante agua de lluvia

Autor/a

Jon Sukia Irastortza

Tutor/a

Maarten Willem Saaltink y Jesus Carrera Ramírez

Departament

Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica

Intensificació

Enginyeria Marítima, Enginyeria Hidràulica, Enginyeria Civil i el
seu entorn

Data

07/05/2009

RECARGA DE ACUÍFEROS MEDIANTE AGUA DE LLUVIA

Jon Sukia Irastortza

Maarten Willem Saaltink & Jesus Carrera Ramírez

CODI: 708-TES-EG/CA-3151

Ingeniería de caminos, canales y puertos

2009

RESUM

La gestió de l'aigua a països àrids i semi-àrids requereix l'aprofitament de totes les possibles fonts d'aigua. Una de les possibles opcions és la recàrrega artificial. Si aquesta es fa amb aigua de pluja, a més a més de l'augment de recursos disponibles s'obté un benefici afegit per la reducció de danys per rierades. No obstant això, la recàrrega artificial, i concretament la d'aigua de pluja, presenta certes dificultats, tant de tipus operatiu (colmatació) com sanitari (la normativa en molts casos ignora els processos de millora de la qualitat a l'aquífer).

L'objectiu principal d'aquest treball és realitzar una revisió bibliogràfica dels mètodes de filtració i recàrrega artificial d'aigua de pluja emprats en l'actualitat. Tot i que hi ha molts tipus d'aigua de pluja, es posarà ènfasi a l'aigua de tempesta (stormwater). De la mateixa manera, encara que l'aigua emmagatzemada es pugui destinar per a diferents usos, es tractarà amb especial cura l'ús per l'abastiment, que sols ser el més restrictiu.

Es pretén aportar una visió global del tema, començant per entendre el recorregut de l'aigua, des de que s'emmagatzema fins que arriba al consum, així com els mecanismes de recàrrega i depuració que es porten a terme, per posteriorment fer una comparativa dels diferents sistemes de recàrrega i tractament en l'eliminació dels contaminants propis de l'aigua de tempesta.

RESUMEN

La gestión del agua en países áridos y semiáridos requiere aprovechar todas las posibles fuentes de agua. Una de las opciones a considerar es la recarga artificial. Si esta se hace con agua de lluvia, a los beneficios de aumento de recursos disponibles se unen los relativos a la reducción de los daños por avenidas. Sin embargo, la recarga artificial, y específicamente la de agua de lluvia, tiene dificultades, tanto de tipo operativo (colmatación) como sanitario (la normativa suele ignorar los procesos de mejora de la calidad en el acuífero).

El objetivo principal de este trabajo es realizar una revisión bibliográfica de los métodos de filtración y recarga artificial de agua de lluvia utilizados en la actualidad. Siendo consciente de los múltiples tipos de agua de lluvia, se hará especial hincapié en el agua de tormenta (stormwater). Igualmente, a sabiendas de los distintos usos a los que puede ser destinada el agua recargada, se centrará especialmente en el uso para abastecimiento, que suele ser el más restrictivo.

Se pretende aportar una visión global del tema, empezando por entender la trayectoria del agua en su totalidad desde el momento en que se recarga hasta que se consume, y los mecanismos de recarga y depuración que tienen lugar para posteriormente hacer una comparativa de los distintos sistemas de recarga y tratamiento en la eliminación de contaminantes propios del agua de tormenta.

ABSTRACT

Water Management in arid and semiarid countries requires all possible sources of water. Artificial recharge should always be considered as an option. The benefit is double when stormwater is for recharge. On the one hand, the volume of hydraulic resources is increased. On the other, damages associated to floods are reduced. Unfortunately, recharge of stormwater is not free of problems. These include both operational (clogging) and sanitary difficulties (regulations often ignore quality improvement processes in the aquifer).

The main objective of this work is to perform a literature review of different methods for artificial recharge that are in use nowadays. Emphasis will be placed on the recharge of stormwater. Standards will be set for human consumption (potable water), the most restrictive alternative.

A global vision of the issue is sought, beginning by understanding the different mechanisms of filtration and water quality improvement. After that, different filtration methods will be compared on their ability to remove typical pollutants from stormwater.

RECARGA DE ACUÍFEROS MEDIANTE AGUA DE LLUVIA

ÍNDICE

CAPITULO 1	INTRODUCCIÓN	12
CAPITULO 2	OBJETIVOS	14
CAPITULO 3	ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS	15
	<i>3.1 INTRODUCCIÓN</i>	15
	<i>3.2 MÉTODOS DE RECARGA</i>	18
	3.2.1 Obras de superficie	18
	3.2.2 Obras en profundidad	19
	3.2.3 Ventajas e inconvenientes	20
	<i>3.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA DE TORMENTA</i>	21
	3.3.1 Estanque de agua de tormenta (stormwater pond)	22
	3.3.2 Pantano de agua de tormenta (stormwater wetland)	23
	3.3.3 Infiltración de agua de tormenta (stormwater infiltration)	25
	3.3.4 Filtración del agua de tormenta (stormwater filtering systems)	26
	3.3.5 Sistemas de canal abierto (open channels)	27
	<i>3.4 PROBLEMÁTICA: COLMATACIÓN</i>	29
	3.4.1 Por alteración de la superficie del suelo	30
	3.4.2 Por sedimentación de la materia en suspensión	30
	3.4.3 Por actividad biológica	32
	3.4.4 Por precipitación mineral	33
	<i>3.5 PROBLEMÁTICA ESPECÍFICA DE AGUA DE TORMENTA</i>	33
	<i>3.6 SOLUCIÓN: PRETRATAMIENTO</i>	34
	3.6.1 Consideraciones generales	34
	3.6.2 Agua de tormenta	36
	3.6.3 Eliminación de algas	37
CAPITULO 4	FILTRACIÓN	39
	<i>4.1 CONSIDERACIONES GENERALES</i>	39
	4.1.1 Pretratamiento	39
	4.1.2 Filtración en el terreno	40
	4.1.3 Postratamiento	41
	<i>4.2 FACTORES QUE CONTROLAN LA MODIFICACIÓN DE LA CALIDAD</i>	41
	<i>4.3 PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA</i>	43
	4.3.1 Sólidos disueltos	43
	4.3.2 Nutrientes	44

4.3.3	Compuestos orgánicos	46
4.3.4	Metales pesados y elementos menores	48
4.3.5	Aspectos bacteriológicos y virológicos	49
4.3.6	Aspectos radiológicos	51
4.3.7	Aspectos organolépticos	53
4.3.8	Subproductos de desinfección	55
4.3.9	Corrosión	57
CAPITULO 5	MEJORA DE CALIDAD	58
5.1	<i>CALIDAD DEL AGUA A TRATAR (STORMWATER vs RAINWATER)</i>	58
5.2	<i>CONTAMINACIÓN MÁXIMA PERMITIDA PARA AGUA POTABLE</i>	63
5.3	<i>POTENCIAL DE LOS DISTINTOS SISTEMAS DE FILTRACIÓN PARA ELIMINAR CONTAMINANTES</i>	68
5.4	<i>MÉTODOS DE FILTRACIÓN</i>	72
5.4.1	Pretratamiento	72
5.4.2	Filtración en el terreno	73
5.4.3	Postratamiento	81
5.4.3.1	<i>Cloración</i>	82
5.4.3.2	<i>Ozonización</i>	83
5.4.3.3	<i>Radiación UV</i>	83
5.4.3.4	<i>Extracción con aire</i>	83
5.4.3.5	<i>Procesos de membrana</i>	84
5.4.3.6	<i>Adsorción mediante carbón activado</i>	85
CAPITULO 6	CONCLUSIONES	86
CAPITULO 7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
ANEJO I	PROCESOS DE DEPURACIÓN	94
ANEJO II	GLOSARIO	103

CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN

Europa ha presenciado un aumento de la escasez de agua considerable en las dos últimas décadas. Éste es un fenómeno creciente a lo largo de todo el mundo. Este crecimiento se debe sobre todo al aumento de la demanda, generada por el aumento demográfico y por el aumento de las necesidades de agua (higiene personal, usos agrícolas, limpieza de coches,...). El reciente cambio climático que se está dando a nivel planetario agudiza aún más este problema en algunas zonas del planeta, como es el caso de la península ibérica, de clima árido en general. El estado español se encuentra en el quinto puesto de entre 30 estados europeos en necesidad de agua (relación entre demanda total de agua y fuentes de agua dulce renovable) según Bixio et al. (2006).

Las aguas subterráneas aportan en el estado español aproximadamente un 35% de los volúmenes destinados a abastecimiento urbano, unos 1500 hm³ al año según Fernandez Sanchez (1998). Ese volumen se obtiene prácticamente en su totalidad de la recarga natural. Sin embargo, la sobreexplotación de los acuíferos acentúa más los problemas de abastecimiento y de calidad (salinización de acuíferos, concentración de contaminantes,...).

La tendencia general en los últimos años ha sido el aumento de reservas de agua superficial mediante presas, embalses, etc. Pero el mantenimiento y aumento de las reservas subterráneas presenta unas ventajas respecto al almacenamiento superficial que lo convierten en una alternativa muy interesante.

El suelo presenta un gran potencial de almacenamiento y filtración de agua sin tener que acometer costosas obras en ella, las pérdidas por evapotranspiración (que pueden llegar a alcanzar el metro por año, es decir, m³/m² de superficie de embalse) se anulan, por lo que se convierte más factible el almacenamiento a largo plazo (interestacional e incluso interanual según Dillon et al. 2006).

Si se trabaja la captación de las aguas debidamente se puede evitar una contaminación innecesaria del agua y se puede reducir el riesgo de avenidas responsables de inundaciones, además de obtener más agua para abastecimiento.

Además de almacenar el agua el acuífero lo transporta, con lo que se puede evitar la construcción de costosos sistemas de distribución según Asano y Cotruvo (2004).

La utilidad del agua de lluvia no se encuentra sólo para abastecimiento humano, se puede utilizar un agua de menor calidad (con menos tratamiento) para otros usos

como pueden ser el riego de cultivos, limpieza de calles, fuentes ornamentales, usos industriales, etc. Así obtenemos mucha más agua con mucho menos coste y más aceptación por parte de la sociedad.

La recarga artificial de acuíferos es una técnica relativamente reciente, de no más de 100 años si se le considera como una actuación intencionada mediante obras determinadas. No obstante, existen antecedentes muy antiguos de una recarga artificial no intencionada o no principal, como pueden ser los aterrazamientos de laderas de las zonas áridas. Estos aterrazamientos, además de evitar la erosión del suelo y permitir disponer de explanaciones para el cultivo, favorecen una mayor recarga del agua de lluvia. Según Custodio (1986) existen algunos casos en los que en la base de esas obras aparecen manantiales que captan las aguas sobrantes ya filtradas.

La filtración de agua es una práctica con más historia que la recarga artificial, se viene practicando desde tiempos prehistóricos. Los primeros documentos datan del año 2000 a.C. En Grecia y en India ya se filtraba el agua (mediante cribas y rudimentarios filtros de grava o arena) y se llevaba a ebullición, con el fin de eliminar la turbidez y mejorar su sabor, aunque todavía no se tenía conocimiento de los contaminantes tal y como los concebimos hoy en día. Ya en el 1500 a.C. los egipcios descubrieron el principio de la coagulación.

Hasta 1670 no se supo de la existencia de los microorganismos que habitan en el agua, los principales responsables de la contaminación de ésta. Y es en este punto donde la filtración empieza a jugar con variables conocidas y deja a un lado la intuición que la ha guiado hasta ese momento.

En el año 1804 se diseñó la primera planta de tratamiento municipal en Escocia, consistente en un filtro lento de arena. En 1854 se empezó a añadir cloro al agua y posteriormente seguirían estudiando distintas variantes menos agresivas (como el hipoclorito de calcio, el cloruro ferrico, etc.). En el año 1903 se empezó a ablandar el agua como método para desalar el agua, el intercambio de iones era la técnica que utilizaban para este fin. En 1906 se empezó a utilizar el ozono en el estado francés.

En la década de los 70 empezaron a aflorar nuevos contaminantes como resultado de la acción del hombre (sobre todo de actividades industriales y agrícolas). Se utilizaron técnicas de aireación, floculación y adsorción mediante carbón activado para paliar estos efectos, y más tarde surgieron los procesos de membrana.

Hoy en día la filtración de algunos contaminantes se encuentra controlada pero todavía queda mucho por avanzar en otros aspectos como la eliminación de los subproductos de desinfección, productos derivados de medicamentos, elementos radiactivos, etc.

CAPÍTULO 2 OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es la recopilación, ordenación y síntesis de la información dispersa sobre la recarga artificial de acuíferos, haciendo hincapié en los métodos de filtración utilizados básicamente para potabilizar el agua de tormenta.

En cuanto al tipo de agua a recargar, nos hemos centrado en el agua de tormenta (stormwater). El agua de tormenta puede resultar más restrictiva que el agua industrial en lo que respecta a la concentración de los contaminantes que acarrea pero creemos que, sobre todo, se trata de un agua cualitativamente distinta, tanto por el tipo de contaminantes que alberga como por otro tipo de problemas que le son inherentes específicamente al agua de tormenta (como la prevención de avenidas e inundaciones).

Esto no significa que este trabajo no sirva de guía para la recarga de otros tipos de agua o cuya recuperación esté destinada a otro uso que no sea el consumo humano. La calidad de filtración que se ha estudiado (destinada para su consumo humano, es decir, potabilizarla) es la más restrictiva de todas las posibles. Este material puede ser válido como guía para agua destinada a usos menos restrictivos como los industriales, el riego, etc.

Los aspectos hidrológicos no se han abordado especialmente en este estudio, ya que consideramos que ese tema está lo suficientemente estudiado en otros trabajos. No hemos entrado en ecuaciones ni fórmulas porque no lo hemos considerado necesario, ya que nos hemos centrado en los aspectos relativos a la calidad del agua.

CAPÍTULO 3 ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS

3.1 INTRODUCCIÓN

La recarga natural es una etapa dentro del ciclo del agua, que se genera como consecuencia de la diferencia existente entre entradas de agua al suelo (precipitación e infiltración desde ríos, lagos o cualquier otra masa de agua) y salidas (evapotranspiración y escorrentía). En climas templados húmedos la recarga natural puede suponer de un 30 a un 50% de la precipitación, en el clima Mediterráneo ronda entre un 10 y 20%, mientras que en climas secos no pasa de un 2% (pudiendo incluso ser nulo).

Las tasas de recarga natural por lo tanto, serán muy variables. Se pueden medir por la edad del agua subterránea, que oscila entre unas pocas horas (en manantiales poco profundos en una zona húmeda) y decenas de miles de años (en climas secos con niveles de agua subterránea muy profundos). No podemos despreciar este agua, pues supone más del 98% del total de agua dulce en estado líquido.

La recarga natural se puede mejorar reemplazando la vegetación de raíces profundas por una vegetación con unas raíces más cortas. Si se evita en lo posible la interferencia de las hojas con el agua también se consigue que llegue más agua al suelo (en bosques se pueden cambiar coníferas por árboles de hoja caduca).

La recarga inducida se consigue mediante la instalación de pozos en las proximidades de ríos, de tal forma que bombeando el agua desde estos pozos bajamos el nivel freático y así aumentamos la tasa de infiltración desde el río. Con esto se consigue aportar al agua un tratamiento a su paso por el suelo antes de su extracción.

La recarga incidental se da por motivos de la actividad humana que no están encaminados a la recarga del agua subterránea. La depuración de aguas residuales mediante fosas sépticas, el drenaje de los campos irrigados o la recarga debida a la urbanización constituyen algunos ejemplos. La urbanización produce una mayor escorrentía superficial y elimina la evapotranspiración debido a la impermeabilización de la que dota al suelo, generando una recarga incidental considerable en climas semi-áridos, donde la lluvia cae en cantidades pequeñas que no llegan a infiltrarse profundamente y debido a esto se evaporan fácilmente.

La recarga artificial, según Custodio (1986) es "la ciencia y el conjunto de técnicas que permiten aumentar la disponibilidad de agua subterránea, con la calidad

apropiada a los usos a la que se destina, mediante una intervención consciente, directa o indirecta, en el ciclo natural del agua".

La recarga artificial se puede llevar a cabo partiendo de diferentes fuentes de agua. Así, se puede tomar el agua de ríos, presas, acuíferos, acueductos, alcantarillado, zonas de regadío, plantas de tratamiento de agua potable, plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas de tratamiento de agua de tormenta, etc.

Cuanto más se tarde en conducir el agua, tanto más contaminantes puede absorber ésta, pasando del agua de lluvia (denominada "rainwater" en inglés y que se obtiene de los tejados o tanques que recogen el agua de lluvia directamente) al agua de tormenta (denominada "stormwater" en inglés, agua de origen pluvial pero recogida después de que haya circulado por el suelo (ríos, escorrentía superficial, alcantarillado,...). Menos frecuente es el uso de agua subterránea para abastecer un acuífero, pero se dan algunos casos donde el agua se obtiene de otro acuífero (ya sea transportada o mediante pozos de conexión) o de galerías de captación de agua subterránea.

Aparte del objetivo principal de aumentar la disponibilidad de agua con ciertos requisitos de calidad, la recarga artificial de acuíferos persigue muchos objetivos adicionales. Algunos de estos objetivos varían de un lugar a otro por factores climáticos, morfológicos, económicos, etc. Incluso en un mismo lugar pueden variar los motivos a lo largo del tiempo a medida que las necesidades o exigencias sociales han ido cambiando.

En muchas zonas húmedas la recarga artificial busca dotar de un método de tratamiento avanzado al agua superficial. En áreas costeras se pretende además limitar y controlar la penetración del agua marina en los acuíferos. La regulación de la calidad y temperatura del agua en lo que respecta a cambios estacionales también es uno de los objetivos.

En climas áridos los objetivos principales son el almacenamiento de aguas que de otra forma se perderían (agua de tormenta), se evaporarían y salinizarían en superficie o que no encuentran demanda en una época, mientras que en otra época la demanda se intensifica de manera considerable (zonas agrícolas, de turismo estacional,...).

Son muchos los objetivos adicionales de la recarga artificial. A continuación pasaremos a citar una recopilación de estos objetivos realizada por Custodio (1986), para hacernos una idea del potencial que abarca el tema de la recarga:

a) Suplementar la cantidad de agua subterránea disponible y permitir mayor extracción anual, y en su caso estacional, conservando los pozos y otras obras de captación existentes y evitando la instalación de costosas obras de distribución de aguas de otras procedencias.

b) Reducir o eliminar el descenso de nivel del agua subterránea y, en su caso, elevar los niveles para reducir el coste de extracción y/o mantener los caudales de explotación.

c) Conservar y/o eliminar agua de escorrentía y aguas de tormenta, en su caso, contribuyendo al control de crecidas.

d) Compensar la pérdida de recarga natural al acuífero, que se puede producir a causa de actividades humanas, tales como encauzamientos, derivaciones de agua, urbanización, construcción de obras civiles y otras formas de modificación del uso del terreno.

e) Mejorar la situación en acuíferos costeros en lo que se refiere a penetración del agua marina y formación de conos de ascenso salino.

f) Almacenar agua dulce en el terreno, cuando resulte más conveniente que hacerlo en superficie (falta de terreno, excesiva evaporación, gran oposición pública, etc.). Una variante es la de almacenar agua dulce en un acuífero de agua salada. Puede ser con carácter estacional o para compensar la variabilidad de un año a otro.

g) Mejorar las condiciones para el uso conjunto de aguas superficiales y aguas subterráneas.

h) Evitar que aguas de inferior calidad existentes en el acuífero o que se producen por contaminación se desplacen hacia las captaciones de agua de buena calidad o bien tratar de desplazar esas aguas indeseables hacia otras partes.

i) Acelerar el lavado de ciertas sales y productos, aumentando el flujo en el acuífero para así reducir el tiempo de residencia del agua y de las sustancias indeseables en el medio.

j) Efectuar un tratamiento físico, químico y biológico del agua en el propio terreno.

k) Recuperar aguas residuales, en general después de un tratamiento previo suficiente, almacenándolas y completando el tratamiento depurador en el terreno.

l) Reducir, paliar o eliminar fenómenos de subsidencia a causa de sobreexplotación de aguas subterráneas.

m) Almacenar en el terreno agua fría invernal para mejorar el rendimiento de procesos de refrigeración o agua caliente residual utilizable en otras épocas, con fines de ahorro energético. Esta posibilidad suele considerar la utilización de bombas de calor.

n) Compensar los efectos negativos que puedan producir obras hidráulicas de superficie y obras civiles sobre los acuíferos.

o) Mantener el caudal de un río o el nivel del agua de un lago en estiaje por motivos estéticos o ecológicos.

p) Tratar la propia agua del acuífero, reinfiltrando parte del agua extraída después de un acondicionamiento, por ejemplo, por aireación.

3.2 MÉTODOS DE RECARGA

La recarga de un acuífero se encuentra condicionada por diversos factores de carácter geológico, climático, de ocupación del terreno, morfológico, topográfico, de calidad del agua disponible o conseguible, temporales en cuanto al momento que se dispone de agua, de coste del agua, administrativos, legales, etc.

Tal es la cantidad de factores que influyen y en grado tan diverso que el paso de una modalidad de recarga a otra se puede considerar continuo, lo que se quiere decir con esto es que establecer el límite entre una modalidad de recarga y otra puede resultar muy difícil. De todas formas, vamos a establecer los distintos tipos en que se puede dividir la recarga en general.

Según Custodio (1986) los métodos de recarga se pueden dividir en dos grandes grupos: Obras de superficie y obras en profundidad.

3.2.1 Obras de superficie

La característica principal (en lo que a filtración se refiere) de las obras de recarga en superficie es la creación de una lámina libre. Es en esta zona dónde se produce la altura de agua necesaria para que el agua se infiltre.

- Balsas o lagunas: Son obras generalmente alargadas, aunque no siempre. Poco profundas y de gran superficie, con o sin fondo artificial de grava o arena. La infiltración se realiza predominantemente por el fondo. Pueden estar tanto dentro como fuera de los cauces de ríos. A veces no hay salida de agua, infiltrándose todo lo que llega. Normalmente se disponen dos balsas; en la primera se produce la sedimentación de las partículas en suspensión, de manera que se reduzca la colmatación en la segunda.

- Canales, zanjas y surcos: Suelen construirse siguiendo la topografía del terreno, en general con agua circulante hasta que se infiltra totalmente o hasta que sale la porción residual no recargada. Suelen ser poco profundos, la infiltración se produce por el fondo y también por los lados, con importancia variable dependiendo de la anchura. A veces pueden ser zanjas que contienen un tubo perforado que conduce el agua y un relleno de grava. Son recomendables en terreno inclinado.

- Fosas: En estas obras la superficie lateral es importante en relación con la del fondo, de manera que domina la infiltración por los flancos.

- Areas de extensión de agua: El agua se puede extender bien por inundación directa o en forma de riego con elevadas dotaciones superficiales. En ocasiones, en zonas áridas van unidas a obras extensas de recolección de aguas de escorrentía, a veces con cuencas de muchas decenas de km² o a sistemas de control de la erosión de torrentes. A veces se aprovecha el lecho de un río, opción especialmente aconsejable en zonas de alta capacidad de transporte de sedimentos asociado a avenidas esporádicas.

- Actuaciones sobre lechos de ríos: Se realizan para aumentar o mantener la capacidad de infiltración, extendiendo la superficie mojada, aumentando la rugosidad del lecho (mediante gaviones o maquinaria disminuyendo la pendiente), en general dejando suficiente velocidad al agua para que arrastre la materia en suspensión hacia aguas abajo.

3.2.2 Obras en profundidad

Las obras en profundidad disponen de mucha menor superficie para la recarga. Debido a esta característica el flujo por unidad de superficie se dispara.

- Pozos: Pueden ser excavados o perforados con máquina, con o sin macizo de grava, que penetran en el acuífero. Pueden variar desde pocas décimas a algunos metros de diámetro.

- Pozos de absorción: Estos pozos (también llamados de difusión) se caracterizan por no llegar al nivel de saturación.

- Drenes y galerías: Se construyen en el fondo de un pozo por el que se introduce el agua. En general están por debajo o en el límite del nivel freático.

- Zanjas: Se excavan a poder ser hasta el nivel freático, y se rellenan con gravas.

- Simas y dolinas: En terrenos calcáreos lo suficientemente carstificados se pueden utilizar estas formaciones naturales. En estos casos, la sedimentación se compensa con la disolución de calcita, con lo que se inhibe la colmatación.

3.2.3. Ventajas e inconvenientes

Las obras de superficie presentan unas características distintas a las de profundidad que las hacen más aptas para unos fines y menos para otras. Como hemos mencionado más arriba, estas comparaciones pueden resultar demasiado simplistas puesto que la línea que divide la recarga en profundidad de la de superficie puede resultar bastante difusa en algunas ocasiones. De todos modos, en líneas generales (según Custodio 1986) puede decirse que:

- Los métodos de superficie no pueden emplearse eficazmente cuando el terreno superficial es poco permeable o entre la superficie del suelo y el acuífero existen niveles poco permeables, tanto menos cuanto menos profundos sean. En estos casos son recomendables los pozos, aunque no pueden descartarse las fosas que penetran lo suficiente para atravesar esos terrenos poco permeables.

- Los métodos de superficie se adaptan mal a terrenos accidentados.

- La recarga en profundidad evita problemas de pérdida de agua y aumento de salinidad por evaporación.

- Los métodos de superficie, si no están operados de forma adecuada, pueden presentar problemas estéticos y ambientales, tales como proliferación de insectos y roedores; en ciertas zonas tropicales pueden ser causa de enfermedades, tales como la oncocercosis, biliarziosis o esquistosomiasis, en personas que incidentalmente se bañan o beban directamente del agua encharcada. Pueden requerir cercados y vallas para proteger a personas y animales de caídas.

- Los métodos en profundidad requieren agua muy limpia y/o sistemas muy efectivos de limpieza (debido a problemas de colmatación), con un coste de mantenimiento a veces importante. Este coste y necesidad de intervención es mínimo en los métodos de extensión.

- El precio y la disponibilidad del terreno juegan un notable papel en la selección del método. Terrenos baratos favorecen la recarga en superficie, si es viable, y terrenos caros favorecen la utilización de pozos e incluso de pozos de construcción cara.

- El grado de depuración conseguido en el agua recargada suele ser mayor en los métodos de superficie que en los métodos en profundidad, debido en parte al encharcamiento (que favorece la degradación en condiciones aeróbicas con tiempos de residencia del orden de un día) y los riesgos de contaminación del acuífero son menores. El paso por el medio no saturado y la formación de un filtro natural son decisivos para conseguir una buena eliminación de contaminantes.

- Las obras de superficie suelen requerir acondicionamientos previos del terreno para nivelarlo, retirar coberturas poco permeables o arcillosas, retirar o cambiar la vegetación, construir diques resistentes, estables y no erosionables, etc., además de estructuras para el manejo y movimiento del agua.

- En similares circunstancias y para igual caudal de recarga, los pozos requieren menos superficie que las fosas, y éstas menos que las balsas, siendo la extensión y el sobrerriego los métodos que ocupan más terreno.

3.3 SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA DE TORMENTA

Las obras de recarga de agua de tormenta no se limitan a un encharcamiento o un pozo simple. La variedad de elementos topográficos, así como de construcciones artificiales (presas, carreteras, aparcamientos,...) complican la forma de captación de agua convirtiéndolo en un sistema compuesto por varias obras dedicadas a la captación, prefiltración, transporte y recarga del agua de tormenta.

Estos sistemas compuestos cumplen más de una función al mismo tiempo, por eso, la capacidad que tienen para eliminar los distintos tipos de contaminantes debe estudiarse teniendo en cuenta todos los sistemas unitarios de cada obra y haciendo un balance global.

Los sistemas de tratamiento que describiremos a continuación dotan al agua de una filtración importante por sí mismos, los efluentes de estos sistemas se pueden

utilizar según el grado de purificación que hayan obtenido con fines que sean compatibles (usos agrícolas, industriales, lavado de coches, etc.) o bien se pueden recargar al acuífero, con los problemas de colmatación resueltos (no hay problema de colmatación que se resuelva para siempre) y que aportará una filtración extra además de lugar para almacenamiento.

En el estado Maryland de los Estados Unidos de América se está llevando a cabo un proyecto muy ambicioso en torno a la recarga de acuíferos mediante agua de tormenta. Una de las aportaciones más interesantes de este proyecto es la estandarización de los sistemas de tratamiento, cuyo datos se pueden comparar con mucha más fiabilidad y precisión.

Según Maryland Department of Environment (2000), los sistemas de tratamiento de agua de tormenta estructurales se dividen en 5 grupos. Dentro de cada grupo existen distintos tipos, que consisten en variaciones de diseño:

3.3.1 Estanque de agua de tormenta (stormwater pond)

Son los sistemas que tienen un estanque permanente, o bien una combinación de pantanos superficiales de gran extensión capaces de almacenar el 90% de la escorrentía anual media (A este volumen en inglés se le denomina "Water Quality Volume"). Pueden incluso ser capaces de almacenar en su totalidad la avenida de 24 horas de tormenta (en inglés "Channel Protection Storage Volume").

Este sistema admite 5 variaciones de diseño. Así, según el tamaño y la disposición se puede construir un estanque húmedo convencional, extendido (donde el agua se almacena en un estanque superior para optimizar el proceso de sedimentación retrasando su paso al segundo estanque), pequeño ("Pocket pond", con un área de drenaje muy pequeño), estándar o un sistema de estanques interconectados entre sí de modo que puedan eliminar más contaminantes.

En la figura 3.1 vemos un ejemplo de sistema de tratamiento mediante estanques: el estanque húmedo de detención extendido, es el que más se utiliza de todos los sistemas de estanque.

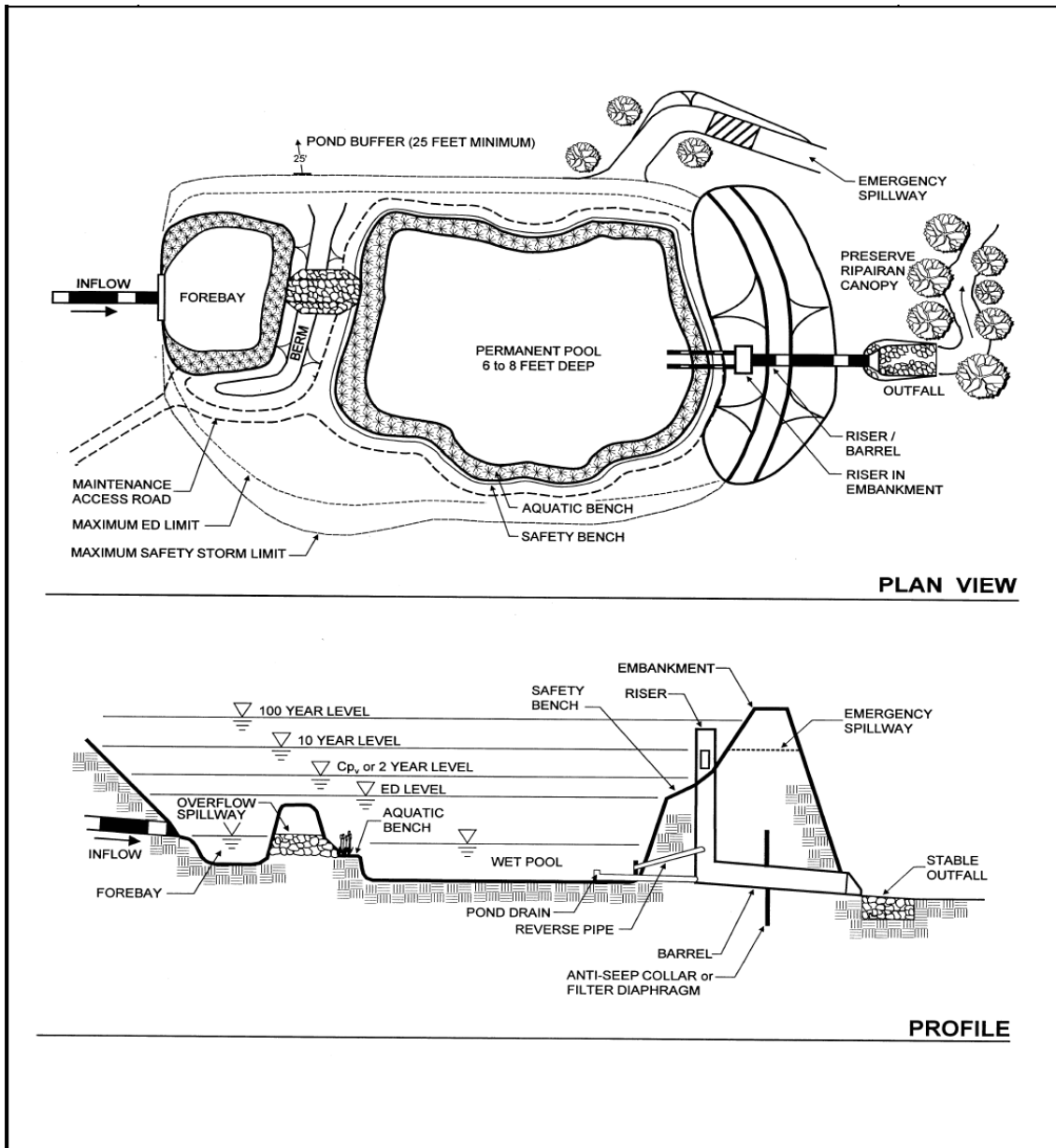


Figura 3.1: Estanque húmedo de detención extendido (Wet Extended Detention Pond). Maryland Department of Environment (2000).

3.3.2 Pantano de agua de tormenta (stormwater wetland)

Este sistema consiste en unos pantanos o humedales superficiales diseñados únicamente con el fin de tratar el agua de tormenta, aunque a veces incorporan estanques o sistemas de detención extendidos que pueden llegar a albergar la totalidad del "Water Quality Volume". Se diferencian de los estanques en que éstos últimos tienen áreas de drenaje mayores.

En la figura 3.2 podemos ver una de las 4 variantes de pantanos. Un pantano superficial de detención extendido, en la cual se consigue el almacenamiento mediante una combinación de pantano superficial y una extensión de almacenamiento.

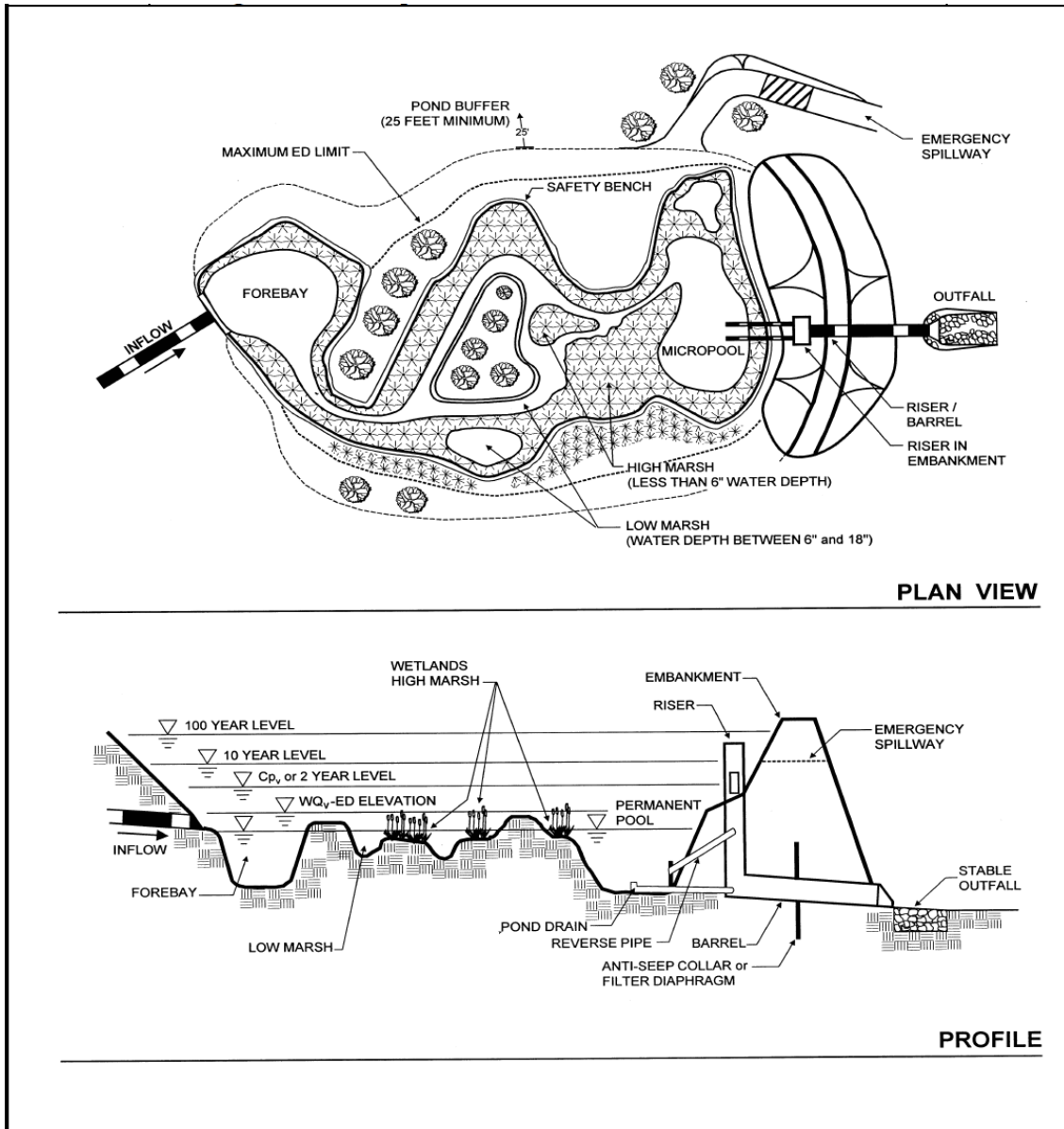


Figura 3.2: Pantano superficial de detención extendido (Extended Detention Shallow Wetland). Maryland Department of Environment (2000).

3.3.3 Infiltración de agua de tormenta (stormwater infiltration)

Son los sistemas que capturan y almacenan temporalmente el "Water Quality Volume" mientras le permiten infiltrarse. Pueden llegar a almacenar el "Channel Protection Storage Volume".

Tanto la zanja de infiltración (infiltration trench) como la cuenca de infiltración (infiltration basin) son dos variantes distintas del mismo sistema. En carreteras se puede utilizar el asfalto poroso para permitir la infiltración del agua.

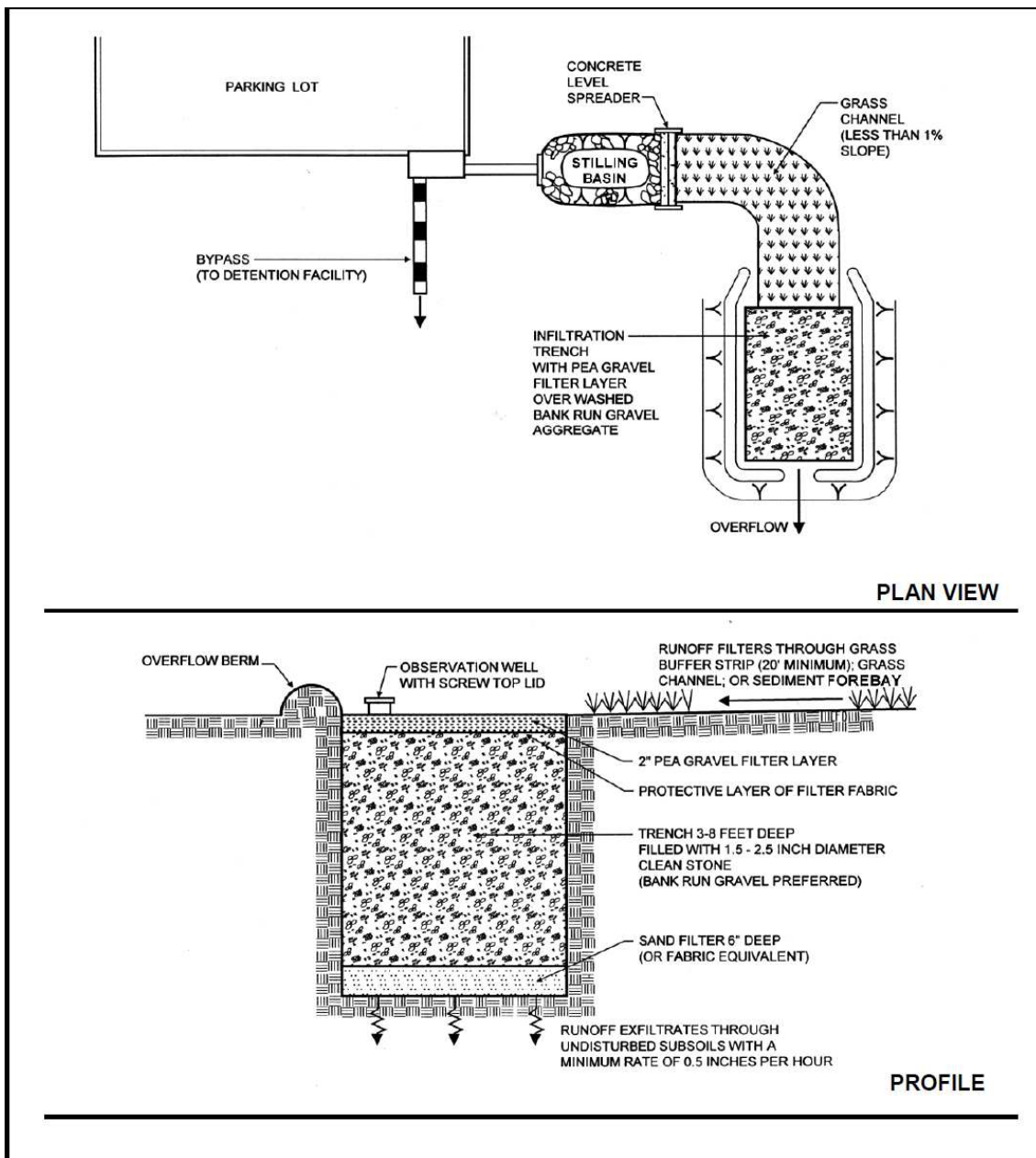


Figura 3.3: Zanja de infiltración (Infiltration Trench). Maryland Department of Environment (2000).

3.3.4 Filtración del agua de tormenta (stormwater filtering systems)

Estos sistemas, aparte de almacenar temporalmente el "Water Quality Volume", lo conducen a un lecho de arena, materia orgánica, tierra u otro medio que ejerce de filtro. La escorrentía ya filtrada puede ser reconducida al lugar de almacenamiento o se puede filtrar al suelo. Estos sistemas no están diseñados (salvo rara excepción) para almacenar el agua de avenida, para eso se instalan otros sistemas independientes conectados a éstos. Se puede diseñar este sistema con un filtro de arena (ya sea superficial, subterránea o perimetral), un filtro orgánico o por bioretención.

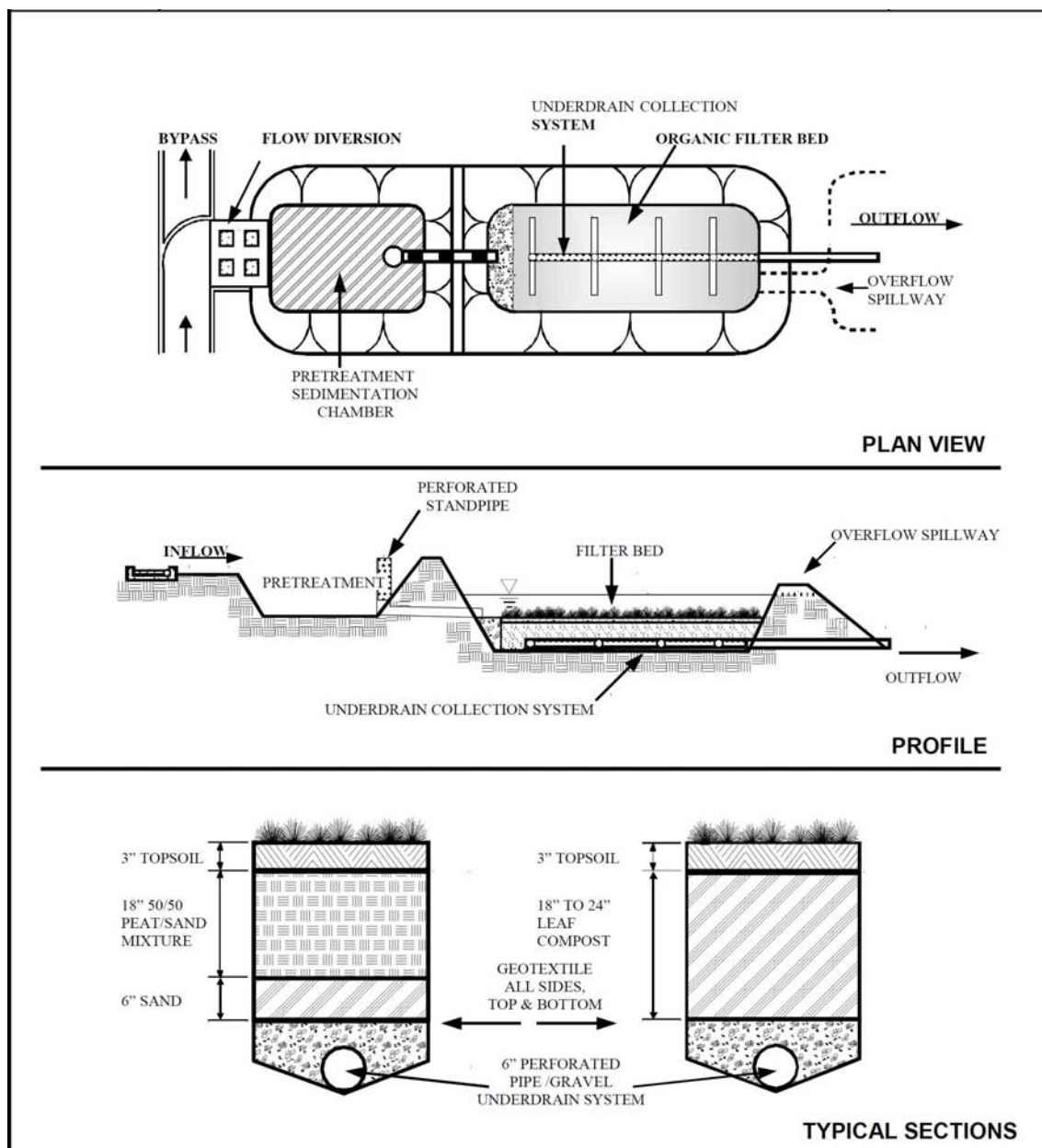


Figura 3.4: Filtro orgánico (Organic Filter). Maryland Department of Environment (2000).

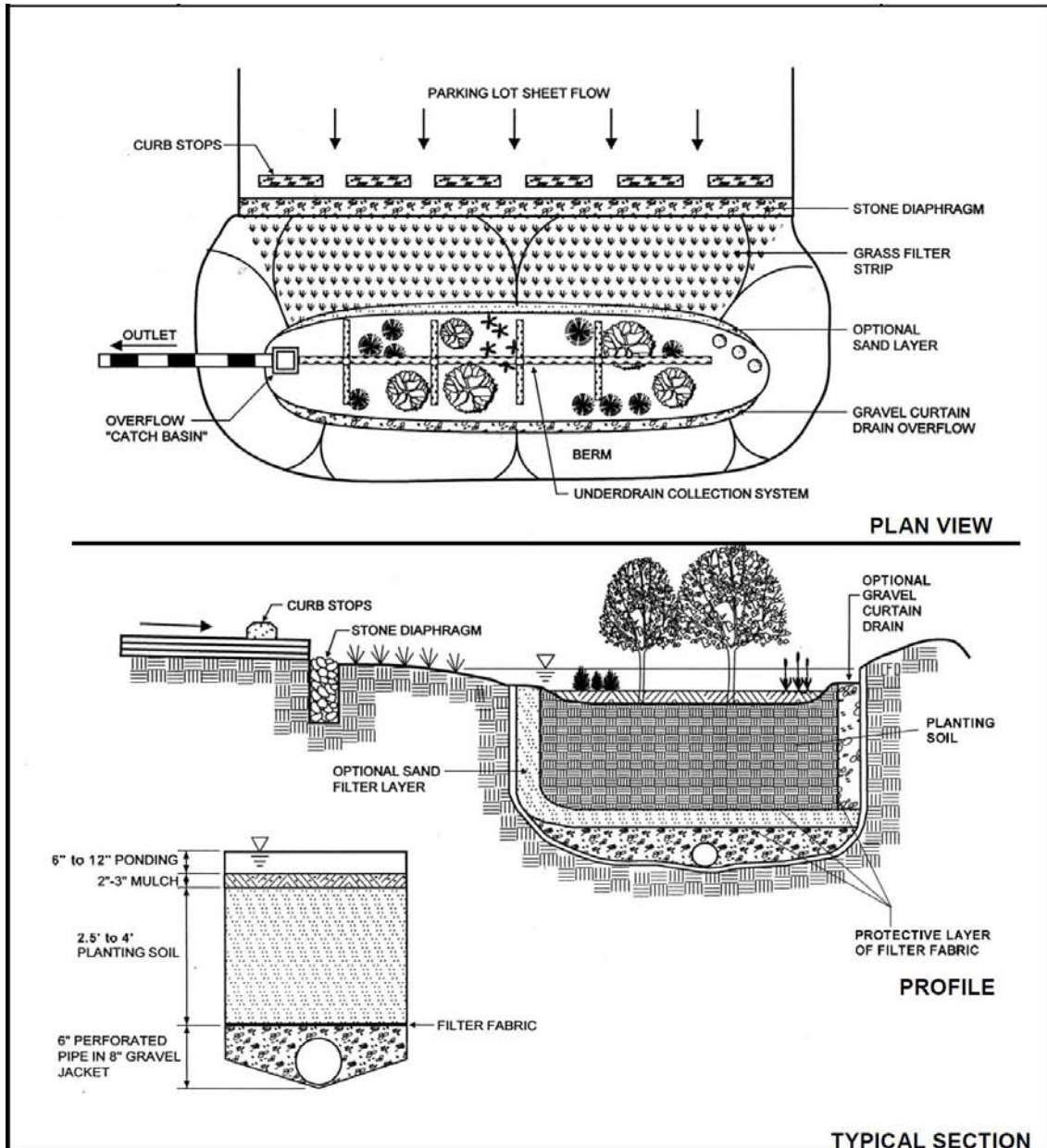


Figura 3.5: Bioretención (Bioretention). Maryland Department of Environment (2000).

3.3.5 Sistemas de canal abierto (open channels)

Se trata de canales abiertos cubiertos de vegetación diseñados para capturar y tratar todo el "Water Quality Volume" en celdas secas o húmedas mediante el uso de diques de control o de otra manera. Los canales pueden ser secos o húmedos.

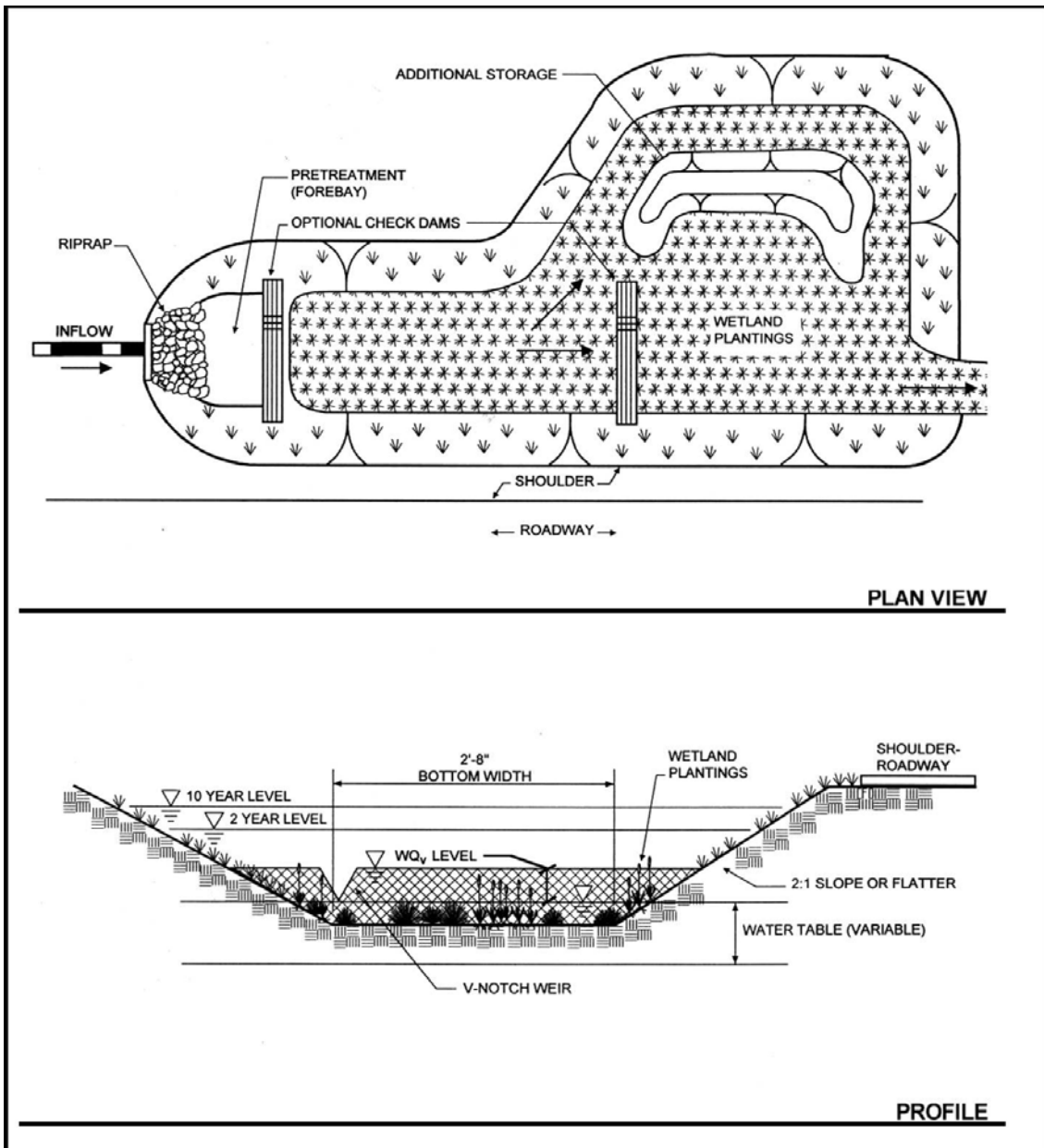


Figura 3.6: Canal húmedo (Wet Swale). Maryland Department of Environment (2000).

Dentro de esta agrupación de sistemas de tratamiento hay algunos diseños que no caben en la descripción de ningún grupo utilizado hasta ahora: tal es el caso de los denominados en inglés "Stormceptor" u "Oil-Grit Separator", cuya traducción no hemos hallado (y es probable que no la haya).

3.4 PROBLEMÁTICA: COLMATACIÓN

El principal problema que presentan tanto las obras de recarga superficiales como profundas es mantener la capacidad de carga a lo largo del tiempo, y esto depende sobre todo de la calidad del agua de recarga.

Se llama colmatación al proceso de acumulación de materiales en las proximidades de la superficie de entrada del agua, reduciendo la tasa de infiltración o caudal específico. La colmatación es un efecto complejo, cuyas causas no siempre son bien conocidas debido a la gran variedad de factores y circunstancias que influyen.

Si la balsa está colmatada, la infiltración depende de la capa colmatada, por lo que la zona inferior no estará saturada. En ese caso la tasa de infiltración debería aumentar casi linealmente con la altura del agua. Sin embargo, hay que tener en cuenta que al aumentar la altura de agua se comprime la capa colmatada, volviéndose más impermeable. Por lo tanto, lejos de mantenerse una relación lineal entre la tasa de flujo y la altura de agua, puede incluso disminuirse la tasa al aumentar la altura de agua. La materia más compresible (como los lodos o la materia orgánica) se impermeabiliza más que otros materiales menos compresibles (arenas finas o limos).

Algunos efectos secundarios pueden agravar el efecto de la colmatación. Por ejemplo, si aumentamos la altura de agua sin que aumente la tasa de flujo, estamos aumentando el tiempo de permanencia y, con esto, se aumenta el tiempo de exposición de algunas algas unicelulares como la *Carteria klebsii* a los rayos solares, afectando negativamente a la colmatación biológica (Bouwer 2002). Además de esto, una alta concentración de algas en el agua aumenta el pH de ésta, esto hace que se precipite el carbonato cálcico acumulándose en el fondo y agravando todavía más el problema de la colmatación. Debido a estos problemas es recomendable que la altura del agua en la recarga superficial sea pequeña, del orden de medio metro o menos.

El tipo de agua y su forma de llegada afecta notablemente a la colmatación. Las grandes avenidas como consecuencia de fuertes lluvias concentran mucha cantidad de agua en un intervalo de tiempo muy reducido y con una cantidad de fangos mayor de lo normal. Este tema lo estudiaremos en el apartado 3.5.

Cabe distinguir cuatro formas principales de reducción progresiva de la capacidad de recarga:

3.4.1 Por alteración de la superficie del suelo

La alteración de la superficie del suelo se puede producir mecánicamente, por paso de personas o vehículos en procesos de limpieza y mantenimiento sin tomar precauciones, lo que produce una compactación. La consiguiente reducción del tamaño de poros da lugar a una reducción de la permeabilidad. Este fenómeno no suele ser importante en medios granulares, que son poco compresibles.

La inundación prolongada de la superficie de recarga puede dar lugar a una alteración del suelo por muerte de la vegetación, lo cual lleva a que cese la labor de perforación y movimiento del terreno por las plantas y animales del suelo. En ciertos materiales se puede llegar a producir una pasta que sella las fisuras y las microfisuras por las que se produce la mayor parte de la filtración. En otros casos se puede producir una progresiva acumulación de la fracción arcillosa aportada por el agua de recarga, que puede dar lugar a su acumulación en determinada zona e incluso al hinchamiento, reduciendo la permeabilidad general.

3.4.2 Por sedimentación de la materia en suspensión

La materia en suspensión ha sido considerada generalmente el factor dominante en la colmatación, aunque no siempre lo es. Los materiales arrastrados por el agua penetran por los poros y fisuras del terreno, tanto más cuanto más groseros sean los canalículos y más velocidad tenga el agua, hasta llegar a un punto en el que quedan retenidas obstruyendo el camino por el que circula el agua.

Se distinguen cuatro mecanismos básicos por los cuales se retienen los materiales finos en suspensión (Custodio 1986):

1. Filtrado o tamizado: se produce cuando la partícula llega a un punto en el que el tamaño de poro es menor que la partícula. El propio flujo de agua hace que la partícula tienda a ocluir el poro. El problema es especialmente severo cuando se produce una reducción del tamaño de poro. Por este motivo conviene que los granos más finos se ubiquen en la superficie de infiltración, donde es fácil realizar tareas de limpieza.

2. Decantación: tomando cada espacio de poros como un tanque de decantación en miniatura en el cual los finos se depositan gravitacionalmente y por diferencia de densidades con el agua.

3. Atracción superficial: a causa de fuerzas de Vand Der Waals y eléctricas entre partículas coloidales y elementos del terreno. En general aumenta con la fuerza iónica. También es muy sensible al pH. Puede dar lugar a la aglomeración de partículas, promocionando la filtración.

4. Puentado: cuando el tamaño de poros es menor que el doble del diametro de los finos, y entonces dos o más partículas de finos que lleguen simultáneamente al poro no pueden pasar y forman un puente; también se forman puentes laterales que se mantienen en posición por el frotamiento hidráulico del agua en movimiento, mientras éste subsiste.

El comportamiento depende sobre todo de las características de la materia en suspensión y del suelo (composición mineralógica, distribución, tamaño, forma, rugosidad superficial, carga eléctrica,...). Las características del agua de recarga también influyen (composición química, pH, potencial redox, presencia y tipo de actividad biológica y sus inhibidores y aceleradores,...).

Las arcillas pueden llegar a estar en una suspensión más o menos estable y penetrar profundamente, hasta algunos metros. Su efecto colmatante es así más profundo, siendo variable el tiempo en que la reducción de permeabilidad es intensa. Esa reducción de la permeabilidad no sólo depende de la porosidad y de la cantidad de arcilla, sino también de su estado de hidratación. La mayor reducción de permeabilidad corresponde a la costra de sedimentos y la acumulación por debajo suele tener un efecto colmatante mucho menor. Las costras de arcillas, una vez secas, pueden tener altas densidades aparentes, por colocarse las partículas planas de forma paralela unas a otras y a máxima compactación.

Los materiales más groseros en suspensión o arrastrados por el agua, como el limo y la arena fina sedimentan pronto y van rellenando los huecos más superficiales.

En suelos finos la penetración es reducida, y si el agua arrastra sólo arenas finas y limos, puede que la colmatación no se produzca o sea moderada, ya que el depósito acumulado puede no diferir mucho en permeabilidad de la del terreno natural. Generalmente la penetración en el terreno es de escasos centímetros.

En materiales groseros, la penetración es mayor, debiendo considerarse en este caso dos etapas. En la primera, la penetración es fácil y profunda, de algunos a varios decímetros, con una acumulación mucho mayor en los primeros centímetros. En la segunda etapa, que no es más que la evolución sin solución de continuidad de la primera, domina el efecto de la acumulación de material producido en la primera etapa, que filtra la nueva materia que va llegando, de modo que ésta es rápidamente detenida y tiende a no penetrar más allá de algunos centímetros, y a dejar una costra o capa que

recubre el terreno. La eliminación de estos primeros centímetros restablece la permeabilidad, pero con ello no se retiran todos los sólidos en suspensión aportados, pues permanecen los que penetraron durante la primera etapa, y así se tiene una lenta disminución de la capacidad de infiltración, la cual no es eliminable con limpiezas superficiales.

En terrenos microfisurados, el comportamiento es similar al de los terrenos granulares groseros, aunque la penetración puede ser mayor. En terrenos con grandes fisuras o con conductos es posible que nunca se pase de la primera etapa, y los materiales en suspensión pueden penetrar profundamente.

Aparte de estos mecanismos, según Bouwer (2002), la precipitación del carbonato cálcico y otras sales (por reacciones químicas) también puede producir una dosis extra de colmatación importante. Estas precipitaciones aumentan con el incremento del pH causado por las algas.

Algunos elementos como los óxidos de hierro y manganeso también pueden precipitar al disminuir la cantidad de oxígeno disuelto en el agua.

En cambio, la disolución de la caliza puede provocar el efecto contrario, es decir, puede aumentar la conductividad hidráulica en los acuíferos calizos.

3.4.3 Por actividad biológica

Según Custodio (1986), la colmatación biológica puede ser tanto o más importante que la mineral, sobre todo en aguas en las que se producen crecimientos de algas y plantas o que reciben materiales orgánicos con el agua de aporte o por arrastres desde fuera (hojas muertas, restos de vegetales arrancados,...). No son las bacterias introducidas las que colmatan, ya que su volumen es muy pequeño, sino los crecimientos y proliferaciones a que puedan dar lugar.

Esta colmatación, a nivel del medio filtrante, es más compleja que la colmatación mineral, y es debida principalmente a la acumulación en los poros y fisuras de células muertas y de residuos de la actividad bacteriana. Si no se destruye al tiempo que se forma, puede llegar hasta la práctica impermeabilización del terreno.

Como consecuencia de la actividad biológica también se pueden producir ciertos gases (nitrógeno en el proceso de nitrificación, metano por algunas bacterias,...) que obstaculizan la libre circulación del agua (Bouwer 2002).

3.4.4 Por precipitación mineral

La mezcla entre el agua de recarga y la nativa puede dar lugar a la precipitación mineral. Los problemas de compatibilidad del agua son más notorios en pozos que en balsas, dada la menor superficie de infiltración.

Según Bouwer (2002) el aumento de temperatura y la disminución de presión por debajo de la capa colmatante al infiltrarse el agua al suelo pueden provocar una liberación del aire disuelto, formando una barrera de vapor que impide la circulación del agua.

3.5 PROBLEMÁTICA ESPECÍFICA DE AGUA DE TORMENTA

El agua de tormenta tiene unas características que no poseen los demás tipos de agua, y por tanto hay que estudiarla aparte.

No se tiene acceso al agua de tormenta cuando se desee, sino que por ser función del clima, este agua suele llegar en grandes caudales y en periodos cortos. Tanto más cuanto más llueva y más impermeable se encuentre el suelo (ya sea por naturaleza o porque se ha saturado).

En su circulación por la superficie del suelo el agua va erosionando y arrastrando las partículas que encuentra a su paso (en función de la velocidad del agua y la dureza, peso, tamaño,... de los materiales que encuentra a su paso). Si disminuye mucho la velocidad del agua estos materiales empiezan a sedimentarse en los distintos obstáculos que encuentran y en el fondo. En todo caso, cabe esperar que el agua de tormenta tenga una cantidad importante de sólidos en suspensión.

A la vez que erosiona las partículas, el agua disuelve las sales y los contaminantes orgánicos que encuentra a su paso. Ya hemos mencionado más arriba la diferencia entre el agua de lluvia y el agua de tormenta, y más adelante (en la tabla 5.1) veremos hasta qué punto se carga el agua de tormenta de contaminantes.

3.6 SOLUCIÓN: PRETRATAMIENTO

Para disminuir en lo posible el ritmo de colmatación de las obras de recarga tanto superficial como profundas se procede al pretratamiento del agua a recargar. Así, se consigue mejorar la calidad química y biológica del agua (evitando la contaminación del acuífero y la necesidad de un tratamiento final al recuperar el agua).

Se considera un sistema de pretratamiento cualquier dispositivo o sistema utilizado para reducir la cantidad de contaminantes, eliminarlos o alterar la naturaleza de sus propiedades en el agua a tratar antes de su introducción en el acuífero.

Se podrían incluir en este apartado los sistemas de tratamiento de agua de tormenta que hemos descrito en el apartado 3.3 pero hemos preferido incluirlos en apartado dedicado a la filtración en el suelo porque aparte de utilizar parte del suelo para la filtración, éstos métodos se valen por sí mismos para algunos determinados usos del agua. Lo que se quiere decir con esto es que no siempre se recarga al acuífero el agua proveniente de estos sistemas.

El pretratamiento puede variar desde una simple decantación (por ejemplo, en un sistema de aprovechamiento de agua de tormenta en una zona árida) hasta incluir instalaciones similares a las de producción de agua potable para abastecimiento.

El ritmo de colmatación se controla reduciendo los parámetros que lo causan (sobre todo el contenido en sólidos en suspensión, especialmente en pozos), aunque hay que tener en cuenta que siempre vamos a tener este problema por muchas medidas que tomemos. Se trata, por tanto, de reducirlo en la medida de lo posible, haciendo un balance de costes económicos, cantidad de agua tratada, etc.

3.6.1 Consideraciones generales

He aquí algunas indicaciones para la recarga artificial en general:

- En el caso del agua superficial la solución generalmente pasa por una presedimentación para que decanten los limos, arcillas y demás materia en suspensión. Esto se consigue construyendo diques en ríos o acueductos o también pasando el agua por unos colectores de fango antes de proceder a la recarga. Las necesidades de reducción dependen mucho del tipo de materia en suspensión, forma de recarga (superficial o subterránea) y modo de operación de la recarga (continuo, discontinuo...).

- Se pueden utilizar coagulantes (como los polímeros orgánicos o el alumbre: Sulfato doble de alúmina y potasa) para acelerar el proceso de sedimentación.

- Para recarga en pozos, pueden ser necesarios incluso los filtros de arena o de membrana.

- Antes de proceder a la recarga es importante airear el agua, y así conseguir que cuando se infiltre esté próxima a la saturación y a veces incluso sobresaturada en oxígeno. Este oxígeno juega un papel dominante en la depuración del agua en el terreno cuando se trata de contaminantes orgánicos. La concentración de contaminantes orgánicos no suele ser alta en el agua de tormenta, pero en aguas de origen residual sí. En pozos hay que controlar esta aireación para evitar la colmatación por gases.

- El crecimiento de algas en estanques y balsas de agua para recarga es una de las causas más importantes en la colmatación de instalaciones de recarga, aunque también tienen aspectos positivos como su colaboración en la oxigenación y en la eliminación de nutrientes. El crecimiento de estas algas se puede reducir de distintas maneras. En el apartado 3.6.3 volveremos con este tema.

- La colmatación aumenta conjuntamente con la tasa de infiltración, por lo que aumentar la presión al inicio de la colmatación (aumentando la profundidad en recarga superficial y aumentando la presión en recarga subterránea) no puede más que agravar el problema, ya que se comprime la capa de colmatación reduciendo la permeabilidad.

- El bombeo y la renovación de los pozos puede retrasar la colmatación, aunque no para siempre.

- En el caso de sistemas de recarga superficial, para evitar la colmatación se procede periódicamente a dejar que se sequen y se descompongan los posos de la zona de recarga, para que se vayan reduciendo y agrietándose y así retirarlos más fácilmente. Esto es suficiente generalmente para restaurar los valores de infiltración. Aún así, de vez en cuando habrá que escarificar el suelo después de la retirada de lodos para eliminar posibles incrustaciones que se hayan podido formar. Una vez escarificado, es necesario alisar y compactar ligeramente el suelo para evitar que las partículas finas se desplacen y acumulen en el suelo virgen al volver a inundarlo. Esto se puede llevar a cabo rodando o arrastrando un peso. Para un buen mantenimiento de la superficie es suficiente con llevar a cabo este secado y posterior limpieza unas pocas veces al año, o incluso menos (depende de la tasa de infiltración y de la cantidad de sedimentos que acarrea el agua). En suelos con muchos finos o con piedras el mantenimiento se vuelve más complicado. Conviene tener este factor en cuenta a la hora de elegir la superficie de infiltración.

- También hay que tener en cuenta los cambios estacionales, ya que afectan considerablemente a la tasa hidráulica. En invierno, al bajar la temperatura del agua, aumenta su viscosidad y el tiempo de secado de la balsa se dilata, reduciendo así la tasa de infiltración. Por otro lado, conjuntamente con el descenso de la temperatura desciende la actividad biológica, disminuyendo el efecto de la colmatación biológica.

- Debido a estos motivos, la tasa de infiltración es característica de cada emplazamiento, por lo que lo conveniente sería medirlo en embalses piloto en el lugar de construcción.

3.6.2 Agua de tormenta

Cuando se trata de recargar el agua de tormenta las características del aporte de agua varían de tal forma que no es posible tomar muchas de las medidas que acabamos de enunciar. En tal caso las pautas más convenientes a seguir se resumen de la siguiente manera:

- El procedimiento más útil y, por consiguiente, más habitual es disponer de un gran emplazamiento de acumulación del agua y recargar cerca de la fuente de escorrentía. Con esto nos ahorramos la construcción de grandes instalaciones para el transporte del agua y podemos hacer frente a los grandes caudales que se acumulan en cortos periodos de tiempo.

- Estos espacios de acumulación sirven a la vez como balsas de decantación de partículas que se encuentran en suspensión y para reducir la erosión. Si se plantan hierbas en estas grandes superficies se aumenta la capacidad de retención de finos y de contaminantes orgánicos.

- El problema de la disolución de sales y contaminantes orgánicos se ve disminuído por el hecho de recargar cerca de la fuente de escorrentía, ya que se reduce el arrastre. Además, algunas especies de hierbas que se plantan en la superficie de recepción son particularmente adecuadas para retener algunas sales y muchos contaminantes orgánicos.

La presedimentación es especialmente importante en el caso de que el agua provenga de ríos con flujos variables y sea necesario aprovechar toda el agua posible. En ese caso debe almacenarse la mayor cantidad de agua posible en el periodo de mayor flujo, para lo que hay que construir balsas de mayor profundidad. Este agua acarrea más sedimentos y de mayor tamaño de lo normal y su sedimentación, siguiendo la ley de Stokes, se llevará a cabo en orden de tamaño. Al depositarse los sedimentos en ese

orden se crea una capa de colmatación por cada avenida que reciba el embalse, reduciendo drásticamente la tasa de infiltración, sobre todo si se acumulan estas capas una encima de otra. En este caso la mejor solución pasa por derivar el agua de avenida a unos embalses de presedimentación que no tengan una gran tasa de flujo para pasarlo posteriormente (ya exento de sedimentos gruesos) a una balsa construida con ese fin, que se pueda secar y escarificar normalmente, y que no necesita ser tan profunda como la anterior.

3.6.3 Eliminación de algas

Conviene hacer una mención especial al tema de las algas, ya que éstas son una de las causas más importantes en la colmatación y mal funcionamiento de instalaciones de recarga. Para controlar el crecimiento de algas se puede recurrir a varios procedimientos:

- Eliminar nutrientes y el carbono orgánico del agua. Resulta bastante eficaz eliminar los fosfatos. El control del nitrógeno mineralizado es más difícil.

- Crear condiciones que inhiban el crecimiento. Esto se puede conseguir mediante el uso de algicidas pero puede dificultar la decomposición de los residuos orgánicos porque afecta a la vida bacteriana. Parece más recomendable la adición de permanganato potásico o la elevación del pH.

- Usando microfiltros rotativos se puede reducir el contenido de un tipo de algas que no interesa dejando que crezca otro tipo que aporte beneficios.

- Efectuar una cubrición de las superficies de agua para reducir drásticamente la iluminación, y así evitar la fotosíntesis. Puede resultar muy cara.

- Operar las balsas intermitentemente, intercalando periodos de secado, con un ciclo de 1 o 2 días. Parece que ésta es una de las actuaciones más efectivas, al mismo tiempo que también es eficaz en el control de plagas. No obstante, puede afectar a la recarga artificial, ya que en cada intermitencia se cambian las condiciones de la recarga y se pueden movilizar ciertas sustancias indeseables.

- Trabajar con una lámina de agua muy fina para conseguir un tiempo de residencia corto. Este método se ha aplicado en prefiltros que alimenta a las balsas de recarga.

- Trabajar con prefiltros de grava operados intermitentemente en medio saturado. Éstos, aparte de controlar el crecimiento de algas, producen una aireación inducida ya que al vaciarlas penetra el aire atmosférico y al llenarlas se expulsa el aire rico en CO₂ del ciclo anterior. Requiere un coste elevado.

Aunque hay muchos métodos para evitar el crecimiento de algas, hay que tener en cuenta que éstas también poseen propiedades beneficiosas. Si se evita que colmaten y los depósitos del fondo den lugar a un medio anaerobio, el crecimiento de algas puede favorecer la oxigenación del agua y puede colaborar en la reducción de nutrientes (sobre todo nitrógeno y fósforo) y otras sustancias que al ser incorporadas a la biomasa son eliminables por recolección. Además, en algunos casos, llega a observarse una reducción de la dureza del agua a causa de la actividad biológica. Por lo tanto, un crecimiento controlado puede ser una alternativa interesante.

CAPÍTULO 4 FILTRACIÓN

4.1 CONSIDERACIONES GENERALES

Actualmente existen dos tipos de recarga de acuíferos. El denominado "Almacenamiento en acuífero y posterior recuperación" (conocido en inglés como Aquifer Storage Recovery o simplemente ASR) se utiliza con el fin exclusivo de proveer un almacenamiento al agua para su posterior reutilización (generalmente de intervalo interestacional). El agua introducida al acuífero es de muy alta calidad, tanto que a veces no necesita más que una simple clorinación y queda lista para el consumo humano.

Los sistemas de geopurificación o de "Tratamiento a través del suelo del acuífero" (Soil Aquifer Treatment o SAT) (Bouwer 2002) tienen como principal objetivo la mejora de la calidad del agua. En este caso el acuífero se utiliza como un filtro lento de arena. Se puede introducir el agua con una calidad peor que en el ASR, pues el acuífero se ocupa de mejorar sus propiedades.

Sea la purificación del agua un objetivo o no, siempre se dan unos procesos en el transcurso del agua por el acuífero que alteran las características del agua. Esto es debido al "tratamiento" que procura el acuífero.

El transcurso del agua desde que llega a la obra de recepción hasta que se consume es el siguiente:

4.1.1 Pretratamiento

Como ya se ha mencionado más arriba, el objetivo principal del pretratamiento es evitar o alargar en lo posible el efecto de colmatación en la zona de infiltración. No obstante, esto afecta directamente a los procesos que tendrán lugar en el acuífero ya que a la vez que se retrasa el efecto de la colmatación se aporta una filtración al agua, una filtración primaria. Los procesos que se llevan a cabo en esta etapa son físicos y químicos.

En general, la primera acción de filtrado que se lleva a cabo es el desbaste, es decir, la eliminación mecánica de residuos sólidos de gran tamaño mediante una pantalla rastrillada.

Una vez eliminados los objetos grandes, se procede a una primera fase de sedimentación. En este proceso se eliminarán por gravedad las grasas (que flotan) y los sedimentos más grandes (que se hunden). El tamaño mínimo de sedimento que llegue a depositarse dependerá de las características del sistema de sedimentación, que, aparte de las dimensiones físicas dependerá de los procedimientos químicos que ayuden a flocular las partículas. La ley de Stokes nos permite dimensionar este depósito. El tanque de sedimentación puede estar lleno de grava, aumentando así notablemente la superficie de deposición.

Aparte del objetivo principal de desbaste y sedimentación, se puede aprovechar la prefiltración para dotar de una dosis extra de oxígeno al agua, para alargar las condiciones aerobias en ésta, y así puedan las bacterias aerobias actuar durante un mayor tiempo (la degradación anaerobia, aunque en principio no es mala e incluso puede degradar cosas no degradables aeróbicamente, puede dar lugar a olores desagradables y otras reacciones químicas indeseables). Esta aireación se puede conseguir de varias formas, siendo la más simple de ellas la construcción de un salto, de modo que el agua caiga en cascada.

Otro proceso que puede tener lugar en el encharcamiento es la proliferación de algas. Ya hemos comentado más arriba las medidas que se pueden tomar para evitar o controlar este proceso.

4.1.2 Filtración en el terreno

Una vez prefiltrada, el agua se introduce al acuífero con el fin de que siga el proceso de filtrado dentro de ella. En el caso de la recarga en profundidad el pretratamiento cobra mayor importancia pero esto no significa que una vez en el suelo la filtración sea nula.

La mayor parte del proceso se realiza en la parte del suelo no saturada. De todas maneras, el agua alcanza la zona saturada y prosigue su curso hasta que sale a superficie en su curso natural (es el caso de los manantiales) o se bombea. En el caso de los sistemas de tratamiento de agua de tormenta se puede almacenar el agua para su uso posterior recargar al acuífero, dotándole de una segunda filtración.

La variación de las características del suelo (potencial redox, temperatura, composición mineral, en menor grado el pH) hacen que los distintos contaminantes se adsorban, intercambien iones y modifiquen su composición, se degraden y cambie la composición del agua, volviéndose más pura. La cantidad de procesos que pueden tener

lugar debido a la variación de las características del suelo y de la composición del agua es infinita.

4.1.3 Postratamiento

Esta etapa de la filtración es justo anterior a la distribución y consumo del agua filtrada. Se realiza posteriormente a la extracción del agua del acuífero y antes de su distribución se le aplica un último proceso de filtración, principalmente para eliminar los patógenos que se puedan adherir al agua en la fase de distribución. Éste proceso se conoce como desinfección. Actualmente algunos estados están eliminando el proceso de desinfección, pero en el estado español esta tendencia sigue vigente.

Si se han alcanzado condiciones muy reductoras, es posible que el agua del acuífero contenga productos que, además de dar mal olor sean tóxicas (amoníaco, sulfuros, etc.). También puede contener concentraciones no deseables de hierro, manganeso e incluso arsénico. La mayoría se eliminan por aireación.

4.2 FACTORES QUE CONTROLAN LA MODIFICACIÓN DE LA CALIDAD

El resultado final que nos va a brindar un acuífero no depende únicamente de la composición mineral del agua en el momento de infiltrarse, sino de una gran cantidad de factores. Este hecho hace difícil una descripción detallada, de todo modos, vamos a ver cuáles son los factores que más influyen (Custodio 1986):

- Calidad del agua que se infiltra y tipo de sustancias que se quieren eliminar o diluir: La calidad del agua que se infiltra se puede medir mediante el grado de oxigenación, el contenido en materiales oxidantes y reductores, la composición química y la temperatura e incluso las variaciones de estos factores en el tiempo. La cantidad de sustancias que favorezcan, dificulten o inhiban la acción de los microorganismos es asimismo un factor primordial.

- Forma de llegada al medio saturado de los contaminantes y sustancias a eliminar o diluir: La retención en superficie juega un papel importante en la modificación y mejora de la calidad del agua, pero su paso por el suelo no saturado también tiene una importancia considerable frente al paso por el medio saturado, y será más eficaz cuanto mayor y más lento sea el recorrido vertical y cuanta más capacidad de

renovación del oxígeno presente este medio, debido a que se produce un gran consumo de oxígeno en la destrucción de materia orgánica.

- Naturaleza del terreno: Este factor condiciona la intensidad de reacciones de adsorción, absorción, cambio iónico y redox en relación con la actividad biológica. El estado de la superficie del terreno (con o sin vegetación, compactado,...), la morfología que presenta (fisuras, discontinuidades, niveles poco permeables,...) y los materiales que alberga condicionan el grado de renovación del oxígeno disponible y el aumento de la mineralización del agua.

- Clima: Sobre todo la temperatura. Puede influir en la colmatación y en algunas reacciones químicas.

- Tiempo de circulación del agua por el terreno: Son muy importantes tanto el valor medio del tiempo de retención del agua por el terreno como el valor mínimo, ya que nos podemos encontrar con una calidad de filtración muy variable debido a que muchos fenómenos (como la desintegración radioactiva y la degradación de ciertas sustancias orgánicas) son función del tiempo.

- Duración de la recarga y modo de operación: El hecho de mantener durante largo tiempo en funcionamiento una instalación de recarga, e incluso la manera en la que el aporte de agua se hace, continuo o intermitente, resulta en una variación de las características del suelo, como pueden ser las actividades biológicas, el tipo de bacterias presentes, la concentración de oxígeno o la mineralización del terreno. En el caso de la recarga continua esta variación se produce de manera gradual y continua, mientras que la intermitencia puede producir unas discontinuidades considerables en las características del terreno, siendo más difícil la predicción en la evolución del funcionamiento del acuífero. De todas maneras, las discontinuidades generadas debido a la intermitencia en general ayudan tanto a los procesos de limpieza como a los de filtración (New South Wales 2006).

- Procesos durante la propia infiltración: Sobre todo los procesos que ocurren en las acumulaciones de agua en la superficie (crecimiento de algas que retienen ciertas sustancias y nutrientes y oxigenan, aparición de vegetación que retiene materia en suspensión y mantiene cierta permeabilidad en la superficie,...) pueden variar considerablemente el proceso de filtración. El propio efecto de colmatación es uno de los procesos más influyentes a este respecto. Los procesos de depuración se detallan en el Anejo I.

4.3 PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA

Hay que diferenciar entre los parámetros "reales" que indican la calidad del agua y los indicadores que utilizamos para "medir" esta calidad. No siempre se puede medir el parámetro real o puede resultar muy costoso, mientras que por medio de otras medidas más imprecisas o indirectas, pero fáciles de llevar a cabo podemos obtener una idea lo suficientemente precisa (teniendo en cuenta además que muchos factores son meras estimaciones, debido a que un acuífero no es algo abarcable). Por ejemplo, los Sólidos en Suspensión Totales de una muestra de agua, nos dan una idea de la capacidad de colmatación del agua o de su grado de turbidez.

Estudiaremos primero cuáles son los parámetros reales para entender mejor el proceso de filtración y más adelante (cuando estudiemos la mejora de la calidad del agua) nos centraremos en los parámetros "indicadores" y en las concentraciones o medidas de éstas.

Es preciso señalar que el recorrido efectuado por el agua a través del acuífero es determinante en la evolución que ésta va a tener, pues del mismo van a depender los procesos que sufra el agua.

Estos procesos también se dan en menor medida en los sistemas de tratamiento de agua de tormenta.

4.3.1 Sólidos disueltos

Generalmente durante la recarga artificial suele producirse cierto aumento de sólidos a causa de la incorporación continuada de sales del terreno. Algunos de estos minerales, especialmente en terrenos carbonatados, pueden influir negativamente en la calidad del agua.

El pH afecta notablemente a la composición mineral del agua, ya que a pH alto suele dominar la precipitación sobre la disolución. Para disolver los carbonatos es necesaria la acidez, normalmente generada por CO₂, que suele aportarlo el agua de recarga o bien se puede producir como consecuencia de la oxidación de la materia orgánica, típicamente en la zona de raíces.

En menor grado puede haber una adición de nitratos al agua a partir de sustancias nitrogenadas presentes en el suelo (en medio oxidante) y una adición de sulfatos como consecuencia de una lenta oxidación de sulfuros que puedan existir naturalmente en el terreno. Un aporte de nitratos excesivo está relacionado con metahemoglobinaemia, sobre todo en niños. Las concentraciones altas (>50 mg/l) están relacionadas con aportes de fertilizantes agrícolas.

No obstante, si en las balsas de recarga se elimina el carbonato cálcico y el CO₂ generado no encuentra materiales carbonatados en el terreno, se puede llegar a una reducción en el contenido mineral del agua.

Transitoriamente, se pueden incorporar sales contenidas o precipitadas en el terreno (generalmente en terreno no saturado) al agua de recarga, pero esta salinidad será "lavada" por el agua en un intervalo de tiempo determinado (aunque puede ser muy largo).

Aunque la presencia de ciertos minerales puede acarrear beneficios en materia de prevención de enfermedades (por ejemplo, el fluor ayuda a prevenir la caries dental), no hay actualmente límites inferiores en la composición mineral del agua.

Los parámetros que se utilizan para medir el exceso de sales son la conductividad eléctrica (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) y la concentración de materia disuelta (algunos compuestos en particular: Na⁺, Mg⁺⁺, B, NO₃⁻...) (US Environmental Protection Agency 2001).

4.3.2 Nutrientes

Los principales nutrientes movilizados por el agua son el nitrógeno y el fósforo. Cada uno de estos elementos tiene su propio ciclo, y en un acuífero tienen lugar varias de las transformaciones que sufren a lo largo de todo el ciclo.

El nitrógeno se encuentra en grandes cantidades (78% en volumen) en forma de nitrógeno molecular en la atmósfera, pero en esta forma sólo es accesible a un conjunto muy restringido de formas de vida, como las cianobacterias y las azotobacteriáceas. Los organismos fotoautótrofos (plantas o algas) requieren por lo general nitrato (NO₃⁻) como forma de ingresar su nitrógeno; los heterótrofos (p. ej. los animales) utilizan el nitrógeno ya reducido, en forma de radicales amino (-NH₂), que es como principalmente se presenta en la materia viva. Los autótrofos reducen el nitrógeno oxidado que reciben como nitrato (NO₃⁻) a grupos amino (-NH₂) (asimilación). Para volver a contar con nitrato hace falta que los descomponedores lo extraigan de la

biomasa dejándolo en la forma reducida de ion amonio (NH_4^+), proceso que se llama amonificación; y que luego el amonio sea oxidado a nitrato, proceso llamado nitrificación (Nitrosación: NH_4^+ a NO_2^- ; Nitratación: NO_2^- a NO_3^-). Así parece que se cierra el ciclo biológico esencial. Pero el amonio y el nitrato son sustancias extremadamente solubles, que son arrastradas fácilmente por la escorrentía y la infiltración.

Existen otros dos procesos, mutuamente simétricos, en los que está implicado el nitrógeno atmosférico (N_2). Se trata de la fijación de nitrógeno, que origina compuestos solubles a partir del N_2 (NH_4^+ o ion amonio, NO_2^- o ion nitrito, NO_3^- o ion nitrato, NO_2 u óxido de nitrógeno) y la desnitrificación, una forma de respiración anaerobia que partiendo de ion nitrato (NO_3^-) devuelve N_2 a la atmósfera (http://es.wikipedia.org/wiki/Ciclo_del_nitrógeno).

De todos modos, según US Environmental Protection Agency (2008) estas reacciones no son independientes del resto de las características del terreno, por lo que se ven afectados por cambios de temperatura, pH, presencia de materia orgánica, estado redox, etc.

Parte del nitrógeno combinado disponible puede quedar fijado en la vegetación y restos bacterianos que se producen en las instalaciones de recarga en superficie.

La conversión de ion amonio a ion nitrato consume oxígeno, por lo que en aguas de recarga con elevados niveles de amonio (sobre todo aguas residuales) sería deseable eliminarlos durante el pretratamiento si no se desea producir un medio anaerobio. Aunque, por otro lado, el ion nitrato es un oxidante que prolonga la acción del oxígeno, por lo que las reacciones anaerobias de reducción de sulfatos y de metales pesados no aparecen mientras queden ciertas cantidades de nitrato.

En la reducción del nitrógeno puede liberarse N_2 y N_2O , lo cual supone una eliminación, en general deseable, de nitrógeno del agua; pero esta reducción se produce por debajo de un contenido de oxígeno de 0,5 mg/l. El umbral de respiración de bacterias aerobias con presencia de nitratos parece ser igual o menor de 0,2 mg/l. En estas reacciones juegan un papel importante las bacterias presentes en el terreno.

Cuando el aporte es en forma de nitrato, éste apenas sufre modificaciones en la circulación por el terreno, siempre que no sufra reducción cuando el medio sea anaerobio.

Cuando el aporte se efectúa en forma de amonio, o éste aparece como resultado de la reducción de nitrato, se puede producir un cambio iónico con el terreno, incluso puede ser fijado en la estructura de ciertas arcillas. Esta fijación produce un retraso en

su movimiento, pero se puede llegar a saturar el terreno, por lo que no se trata de una eliminación definitiva. Además, este amonio retenido puede ser removilizado fácilmente al cambiar la composición del agua o el potencial redox (al dejar secar una balsa de recarga, por ejemplo, debido al aporte de oxígeno) volviéndose a oxidar para convertirse en nitrato. Estos fenómenos pueden producir aguas indeseables por su alto contenido en nitratos.

En presencia de cloro libre el ión amonio forma cloraminas, éstas inhiben acciones bacterianas y pueden interferir en muchas reacciones que requieren una acción biológica en el terreno.

El ciclo del fósforo no es tan complicado. Al encontrarse el fósforo en forma de sólido su ciclo es sedimentario, es decir, el ciclo no pasa por la atmósfera. El fósforo generalmente se encuentra en forma de iones de fosfatos, sobre todo en forma de ortofosfato (PO_4^{3-}). Las plantas absorben estos fosfatos y los convierten en componentes orgánicos, que luego serán alimento de herbívoros y carnívoros y volverán al suelo a través de los excrementos de estos animales (http://es.wikipedia.org/wiki/Ciclo_del_fósforo).

En general los fosfatos se eliminan con cierta facilidad, posiblemente precipitados como fosfatos insolubles (fosfato cálcico, amónico-magnésico, férrico, aluminico,...). Si la eliminación es por absorción puede que el terreno se sature. También es posible que se dé un cambio iónico por iones OH^- o que las bacterias lo fijen. Por otro lado, un aumento de pH puede dar lugar a la precipitación de fosfato cálcico, mientras que una disminución puede mantenerlo en solución y disolverlo.

Los nutrientes se miden mediante los indicadores de Nitrógeno Total, Fósforo Total y Potasio Total. Hay algunas variantes, como el Nitrógeno Total Kjeldahl (éste parámetro se utiliza sobre todo en estaciones depuradoras de aguas residuales, refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas y el ión amonio NH_4^+).

4.3.3 Compuestos orgánicos

En general los compuestos orgánicos son oxidados en el terreno o degradados en medio anaerobio. Este efecto se ve aumentado al aumentar el recorrido y el tiempo de permanencia en el terreno.

Algunos compuestos orgánicos biogénicos son fácilmente retenidos y descompuestos anaeróbicamente en el terreno (indol, escatol, ácido palmítico,...). En este proceso se produce CO₂ (en función de la concentración que haya de materia orgánica), el cual se incorpora al agua y puede dar agresividad, aunque el efecto final depende del conjunto de reacciones que alteren el pH. En esta degradación se pueden producir algunos ácidos fácilmente eliminables por percolación y también ciertos ácidos volátiles. Aún y todo, hay algunos ácidos, así como algunos ésteres y éteres naturales que no son siempre eliminados durante su paso por el terreno. Aunque se considera recomendable tratar de obtener la mayor eliminación posible durante el pretratamiento, hay discrepancias por parte de algunos investigadores (New South Wales 2006).

La eliminación de detergentes en el terreno parece razonablemente buena, en especial para los del tipo biodegradable, tanto más rápido cuanto más oxígeno disponible. La eliminación en medio anaerobio es más lenta y menos eficaz. En casos extremos de altas concentraciones de detergentes, el medio puede convertirse en notablemente anaerobio a causa de la elevada demanda de oxígeno.

La adición de cloro al agua ha aportado nuevos problemas de contaminación: los compuestos organoclorados. Los compuestos organoclorados son sustancias que resultan de la sustitución en un alcano, un alqueno o un hidrocarburo aromático de uno o más átomos de hidrógeno por átomos de cloro. Dentro del grupo de los compuestos organoclorados se encuentran pesticidas como el DDT, plásticos como el PVC, disolventes como el tetracloruro de carbono, refrigerantes como el CFC y otros compuestos como las dioxinas. Casi todos son sustancias muy tóxicas y muy estables y pueden permanecer en el aire, el agua y el suelo cientos de años, resistiendo los procesos de degradación físicos y químicos. Son más solubles en las grasas que en el agua, por lo que tienden a acumularse en el tejido adiposo de los seres vivos. Los problemas derivados de estos compuestos se agravan en verano, ya que en esta estación hay más generación de precursores (más liberación de algas, además de mayor concentración de contaminantes por menos caudal), mayor velocidad de halogenación (proceso químico mediante el cual se adicionan uno o varios átomos de elementos del grupo de los halógenos a una molécula) al ser mayor la temperatura, y ser frecuente el uso de mayores dosis de cloro.

El comportamiento de los compuestos organoclorados pesados difiere del de los ligeros, persistiendo parte de los pesados después de una eliminación inicial durante los primeros procesos de filtración, mientras que en esas etapas iniciales los ligeros son eliminados casi totalmente en el suelo. En el resto del recorrido apenas hay eliminación y sólo cabe contar con la dilución o con una lenta degradación.

Varios indicadores nos advierten de la presencia de componentes orgánicos. Los compuestos organoclorados pesados se pueden detectar directamente (por concentración de unos componentes determinados: pesticidas, hidrocarburos clorinados,...). Los principales indicadores de compuestos orgánicos son la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y el Carbono Orgánico Total (COT) (WHO 2006).

La DBO mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida a través del oxígeno consumido; normalmente transcurridos 5 días (DBO₅). Se expresa en mg O₂/litro. Es un método aplicable en cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. No es aplicable para las aguas potables debido al valor tan bajo que se obtendría, utilizándose en este caso el método de oxidabilidad con permanganato potásico.

El método de oxidabilidad con permanganato potásico mide la concentración de los contaminantes orgánicos. Sin embargo, puede haber interferencias debido a que haya sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas también por las bacterias en disolución. Para evitar este hecho se añade N-alitiourea como inhibidor.

Al igual que la DBO, la DQO se mide una vez transcurridos 5 días y se expresa en mg/l. El valor obtenido es siempre superior a la DBO (aproximadamente el doble), ya que se oxidan también por este método las sustancias no biodegradables.

El Carbono Orgánico Total es un indicador medible al instante, por lo que sustituye a la DBO y a la DQO en situaciones urgentes, aunque no es tan exacto.

4.3.4 Metales pesados y elementos menores

Los metales pesados son un grupo de metales (elementos químicos de valencia positiva) que presentan un peso atómico relativamente alto y cierta toxicidad para el ser humano, por lo que conviene eliminarlos del agua. Esta toxicidad es crónica. Es decir, suele manifestarse para periodos prolongados de ingesta, por lo que los valores máximos permitidos se basan en un supuesto consumo diario de una determinada cantidad de agua contaminada durante un periodo prolongado por una persona media.

Buena parte de los metales eliminados en balsas con sedimentos en el fondo se precipitan en los primeros centímetros de penetración y pueden ser eliminados durante los procesos de limpieza, aunque algunos de éstos (como el zinc y el níquel) penetran algo más.

De los metales que no son eliminados en esa primera fase se puede decir que en general su comportamiento depende de los cambios del potencial de oxidación-reducción y del pH (estos cambios a su vez se producen como consecuencia de las modificaciones en la actividad biológica), además del posible agotamiento de la capacidad de adsorción del terreno y de la presencia de factores geológicos e hidrogeológicos adversos. Algunos metales son poco solubles en condiciones oxidantes y bastante solubles en condiciones reductoras mientras que a otros metales les ocurre lo contrario. Por ello, una de las ventajas de la recarga es que el agua pasa por muchos estados redox.

La actividad biológica depende mucho de las variaciones estacionales y de los cambios producidos en operaciones de recarga, así como de la aparición de efectos tóxicos o sinérgicos en la biocenosis, y el pH. También influye mucho el estado en que se encuentran los metales en la fase acuosa. Por ejemplo, la incorporación de sustancias complejantes al agua aumenta la movilidad de los metales.

El intercambio catiónico también puede influir en el retraso de la contaminación por metales.

Las formas oxidadas de hierro y manganeso son poco solubles a los pH habituales (entre 7 y 8 en los acuíferos), por esto, las aguas procedentes de medios aerobios carecen de cantidades apreciables disueltos. No obstante, hay algunos metales, como el cobre y el uranio, que son móviles en condiciones aerobias.

Aquellos metales pesados que forman o llegan en forma de compuestos organometálicos pueden persistir y moverse en el terreno.

La cantidad de metales pesados presentes en el agua se mide directamente por su concentración, aunque al presentar éstos una tendencia a ser absorbidos por otras partículas, la cantidad de Sólidos en Suspensión nos advierte de la posible presencia de éstos.

4.3.5 Aspectos bacteriológicos y virológicos.

Los microorganismos son el parámetro más restrictivo de todos los indicadores de la calidad del agua. Lo que se quiere decir con esto es que el objetivo principal de la filtración es la eliminación de estos patógenos, pues éstos generan varias enfermedades al menor contacto y a corto plazo. Se da prioridad a la eliminación de bacterias, virus, protozoos y helmintos (gusanos) frente a la eliminación de elementos químicos

indeseables porque éstos actúan inmediatamente y, por lo tanto, somos más vulnerables a ellos.

Un virus (de la palabra latina *virus*, toxina o veneno) es una entidad biológica que para replicarse necesita de una célula huésped. El ciclo vital de un virus siempre necesita de la maquinaria metabólica de la célula invadida para poder replicar su material genético, produciendo luego muchas copias del virus original. En dicho proceso reside la capacidad destructora de los virus, ya que pueden perjudicar a la célula hasta destruirla. Pueden infectar células eucariotas (plantas, animales, hongos,...) o procariotas (<http://es.wikipedia.org/wiki/Virus>).

Las infecciones virales en humanos y animales por lo general dan como resultado una respuesta inmune y a menudo enfermedades. Entre éstas se incluyen el resfriado común, gripe, varicela, sarampión, hepatitis B, fiebre amarilla, rabia, SIDA, etc. Muchas veces, el virus es completamente eliminado por el sistema inmunológico.

Las bacterias son microorganismos unicelulares que presentan un tamaño de algunos micrómetros de largo (entre 0,5 y 5 μm , por lo general) y diversas formas. Las bacterias son procariotas y, por lo tanto, a diferencia de las células eucariotas (de animales, plantas, etc), no tienen núcleo ni orgánulos internos. Las bacterias son imprescindibles para el reciclaje de los elementos, pues muchos pasos importantes de los ciclos biogeoquímicos dependen de éstas, como la fijación del nitrógeno atmosférico.

En el cuerpo humano hay aproximadamente diez veces tantas células bacterianas como células humanas, con una gran cantidad de ellas en la piel y en el tracto digestivo. Aunque el efecto protector del sistema inmune hace que la gran mayoría de estas bacterias sea inofensiva o beneficiosa, algunas bacterias patógenas pueden causar enfermedades infecciosas, incluyendo cólera, sífilis, tuberculosis, lepra, tifus, etc. Las enfermedades bacterianas mortales más comunes son las infecciones respiratorias. Para tratar las infecciones bacterianas se utilizan antibióticos. Las bacterias más relevantes como indicadores de contaminación del agua son las coliformes (<http://es.wikipedia.org/wiki/Bacteria>).

Las coliformes son una familia de bacterias que se encuentran comúnmente en las plantas, el suelo y los animales, incluyendo a los humanos. La presencia de bacterias coliformes en el suministro de agua es un indicio de que el suministro de agua puede estar contaminado con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición. De todos modos, no todos los coliformes son de origen fecal, se distinguen, los coliformes totales (que comprende la totalidad del grupo) y los coliformes fecales (aquellos de origen intestinal). La prueba de coliformes fecales positiva indica un 90% de probabilidad de que el coliforme aislado sea *E. coli*. Desde el punto de vista de la salud pública esta diferenciación es importante puesto que permite asegurar con alto grado de

certeza que la contaminación que presenta el agua es de origen fecal. Los indicadores de Coliformes Totales, Coliformes Fecales o E. Coli se miden en Unidades Formadoras de Colonias por mililitro (cfu/ml).

La actividad biológica y detención del agua en superficie (balsas, estanques) juega un gran papel en la eliminación de estos gérmenes, como ya hemos visto más arriba. Es aquí donde se elimina la mayor parte ellos, pero una vez pasado el filtro biológico la circulación por el terreno parece ser un buen método para la eliminación de virus y gérmenes patógenos si se garantiza un tiempo de permanencia mínimo. Este criterio temporal en realidad es una simplificación de una serie de procesos que dependen del carácter saturado o no saturado del terreno, su potencial redox, temperatura, granulometría o estado de fisuración, capacidad de absorción, existencia de nutrientes, inhibidores y protectores de la actividad biológica.

Por otro lado, el movimiento de bacterias y virus en el terreno es más lento que el del agua, y los virus son, en general, más lentos que las bacterias.

La bacteria intestinal *Escherichia Coli* se elimina en gran parte en el filtro biológico, de todos modos, según Huisman y Wood (1974) los que logran pasar de esta zona no encuentran buenas condiciones para multiplicarse. Por debajo de 30°C no crecen y no encuentran alrededor materia orgánica de origen animal con el cual alimentarse. También hay que tener en cuenta que la actividad de los protozoos y nemátodos consumidores de bacterias decrece rápidamente con la temperatura, así como el metabolismo de esta bacteria, por lo que aumentan las posibilidades de que pasen el terreno con vida. En ese caso la clorinación será necesaria.

Aunque los indicadores más habituales son los coliformes éstos no son los únicos. Según la Normativa Europea 98/83/EC también se debe medir la cantidad de *Clostridium perfringens* y *Pseudomonas aeruginosa* en algunos casos. Además, algunos enterovirus y protozoos son más resistentes al proceso de desinfección que la bacteria E. Coli, por lo que este indicador no es siempre el más idóneo (WHO 2006).

4.3.6 Aspectos radiológicos

La radiactividad es un fenómeno físico natural, por el cual algunos cuerpos o elementos químicos emiten radiaciones que tienen la propiedad de ionizar gases, producir fluorescencia, atravesar cuerpos opacos a la luz ordinaria, etc. Debido a esa capacidad se las suele denominar radiaciones ionizantes (<http://es.wikipedia.org/wiki/Radiactividad>).

La radiación emitida por las sustancias radiactivas presentes en el agua debe ser comparada con la radiación emitida por otras fuentes, ya que generalmente estas últimas radiaciones suelen constituir mayor peligro. Esto ocurre con el radón, el gas radiactivo que más se encuentra en la naturaleza, que generalmente es ingerido mayormente por inhalación.

Los elementos radiactivos en el agua pueden tener los siguientes orígenes:

- Elementos radiactivos que se encuentran en el agua de manera natural, sobre todo el radio-226/228.

- Procesos tecnológicos que manipulan materiales radiactivos (minas, hospitales,...).

- Radionucleidos provenientes de la generación de energía nuclear.

- Vertidos incontrolados de radionucleidos manufacturados para usos industriales o farmaceuticos. Estos vertidos hay que diferenciarlos de las situaciones de emergencia, pues las situaciones de emergencia no se tienen en cuenta a la hora de evaluar las exposiciones máximas permitidas.

- Vertidos de radionucleidos en el pasado.

Según estudios que se han llevado a cabo sobre los efectos de la radiación en la salud con seres humanos y animales, exposiciones del orden de bajo a medio incrementan el riesgo de cancer a largo plazo. Los estudios sobre animales demuestran un aumento de malformaciones genéticas. Con estos datos llegamos a la conclusión de que deben ser modificados los nombres de dosis "bajos" y "moderados" por otros nombres más apropiados en relación al efecto que pueden producir en la salud; y por consiguiente también deben ser modificados los valores máximos permitidos.

Los contaminantes radiactivos se comportan de igual manera que las correspondientes sustancias químicas en el terreno, con la única diferencia que sus concentraciones son mucho menores. Esto hace que procesos de retención que son suficientes para metales no radiactivos puedan no serlo para los radiactivos. Por ejemplo, la formación de complejos puede ser despreciable cuando se habla de hierro, pero relevante si se trata de uranio.

Los metaloides ligeros pueden gozar de gran movilidad si están en una forma química apropiada.

Los metales ligeros suelen ser fácilmente absorbidos o cambiados iónicamente (en especial los alcalinos), o son precipitados, coprecipitados o adsorbidos (en especial los alcalinotérreos), por lo que su movimiento se retrasa y su concentración se diluye.

Los metales pesados suelen ser fácilmente eliminados, aunque algunos pueden persistir. Si llegan a complejarse con ácidos húmicos u otros contaminantes orgánicos su movilidad puede ser elevada y se desplazan con notable libertad por el terreno.

Los uránidos y transuránidos son, en general, muy poco móviles y se fijan rápidamente en el terreno, excepto cuando están en estado fuertemente complejado. Su estado de oxidación-reducción y el pH juegan un papel importante. El uranio puede formar complejos solubles con el sulfato (a pH bajo) y con el carbonato (a pH alto).

Los gases nobles radiactivos (xenón, radón) son ligeramente solubles y se mueven con total libertad.

Los abastecimientos y almacenamientos en los que interviene la recarga artificial disponen de una cierta seguridad contra llegadas esporádicas de radiactividad a causa del retraso en el movimiento y de la dilución, además de que la permanencia en el terreno permite la desintegración de los de vida corta antes de su extracción. Bajo este aspecto, largos tiempos de permanencia en el terreno son muy favorables.

Estos elementos, según los procedimientos señalados en WHO (2006), se miden evaluando la actividad alfa bruta o beta para determinar si la concentración de la actividad (en Bq/litro) se encuentra por debajo del nivel para el cual hay que intervenir. Si se superan estos niveles, se mide la concentración de determinados radionucleidos en el agua.

4.3.7 Aspectos organolépticos

Cuando el agua se sirve para consumo humano, las características organolépticas cobran mucha importancia, aún cuando estas características no reflejen toxicidad.

El consumidor no tiene suficientes medios para juzgar la calidad del agua de una manera eficaz, por lo que su actitud hacia el agua suministrada se verá afectada sobre todo por aspectos del agua que es capaz de percibir mediante sus sentidos. Es normal que desconfíe de un agua turbia o con un olor o sabor desagradable aunque esas características no afecten a su salud.

Estos sabores y olores pueden provenir de intermitencias en la recarga, ya que se pueden movilizar sustancias retenidas. Lo conveniente sería deshacerse de las primeras fracciones de agua aunque en la práctica esto no es factible.

No se han establecido valores máximos permitidos para todos los componentes que produzcan en el agua efectos tangibles mediante los sentidos, sino sólo para aquellos que constituyan una contaminación real, indicando en cada caso que muy por debajo del correspondiente valor que indica una contaminación inaceptable, este agua sería rechazada por el consumidor debido a sus propiedades organolépticas.

Las razones por las que el consumidor rechaza el agua aunque no representen una contaminación, según WHO (2006) pueden ser las siguientes:

- Temperatura:

Generalmente el agua fresca sabe mejor que el agua tibia. La temperatura afectará a la aceptabilidad de aquellos componentes orgánicos y químicos que afecten al sabor. Además, las altas temperaturas favorecen el crecimiento de microorganismos que afectan al sabor, olor, color y también a la corrosión.

- Sabor, olor y apariencia:

El olor y el sabor pueden provenir de componentes naturales orgánico o inorgánicos, de fuentes o procesos biológicos, de elementos químicos sintéticos, de la corrosión e incluso del tratamiento del agua, como puede ser la cloración. Estas propiedades seguirán evolucionando durante el almacenamiento y distribución del agua debido a la actividad microbiológica.

Los cambios de olor y sabor (sobre todo cuando son repentinos o de considerable cambio) debería llevar a las autoridades competentes a estudiar el caso en aras a encontrar una posible contaminación o fallo en el sistema de depuración.

El color, la turbidez, la materia en forma de partículas y los organismos detectables a simple son unas propiedades que afectan notablemente a la percepción del consumidor.

En caso de que se produzcan estas características, las técnicas de tratamiento más eficaces en eliminación de componentes orgánicos responsables de la mayoría de olores y sabores son los siguientes:

- Aireación: En general se consiguen mejores propiedades organolépticas si se evita el medio anaerobio en la depuración de ésta. En medio anaerobio el agua puede

obtener un olor sulfhídrico (fácilmente eliminable por aireación) o gustos y olores similares al moho. En cambio, algunos ésteres y éteres naturales confieren gusto agradable a éste.

- Carbón activado: Este medio es un potente adsorbente. De todos modos, aunque es capaz de adsorber los productos derivados de la desinfección, no se debe confiar a esta técnica todo el tratamiento.

- Ozonización: Como potente oxidante puede eliminar el ácido sulfhídrico y otros componentes responsables de olores y sabores desagradables.

Existen más técnicas que en menor medida pueden aportar alguna solución a este problema. La cloración puede eliminar el manganeso, responsable de deposiciones en la ropa y en los sanitarios además de sabores desagradables. La nitrificación biológica puede eliminar el amoníaco, responsable de olores desagradables aunque en estas cantidades no presente ningún problema de contaminación. El intercambio iónico puede eliminar la dureza del agua, responsable de deposiciones en el sistema de distribución y en la vajilla al llevar el agua a ebullición.

De todos modos, hay algunos componentes inorgánicos que no pueden ser eliminados mediante tratamientos posteriores, los cloruros y los sulfatos son algunos de ellos.

4.3.8 Subproductos de desinfección

Los subproductos derivados de procesos de desinfección son sustancias orgánicas, pero los estudiamos en otra categoría debido a que se producen como consecuencia de un tratamiento químico de origen artificial que recibe el agua. Es en la última fase de la filtración, en la desinfección concretamente, donde se producen por reacciones con los desinfectantes químicos (cloruros y ozono).

Cabe señalar que en la mayoría de los estados se considera imprescindible no comprometer la eficiencia de la desinfección por evitar la generación de estos elementos nocivos, manteniendo un nivel de desinfectante residual en la red de distribución. De todos modos, los estados más desarrollados, mediante el uso exclusivo de agua subterránea y un cuidado riguroso de la red de distribución, se pueden permitir el "lujo" de no desinfectar.

Los principales subproductos de desinfección (conocidos como Disinfection Byproducts o DBP en inglés) según WHO (2006) formados durante la cloración son los

trihalometanos (THM), los ácidos acéticos clorados, ketales clorados y haloactonitrilos, que se forman al reaccionar con las sustancias húmicas.

El uso de la monocloramina como desinfectante produce menores concentraciones de trihalometanos que el uso de cloro pero produce otros productos tales como el cloruro de cianógeno (CNCl).

El ozono oxida el bromuro y se forman trihalometanos bromados, también se pueden formar otros subproductos como aldehídos y ácido carboxílico. Es peligroso el bromato que se forma como consecuencia de la oxidación del bromuro. Esto también puede ocurrir en la cloración, pero en ese caso las concentraciones de bromatos que se pueden formar estarán por debajo de los límites máximos aceptables.

Los subproductos derivados del dióxido de cloro son los iones clorito (producto de descomposición, inevitable que se forme) y clorato.

Las estrategias básicas que se pueden adoptar para reducir la concentración de los subproductos derivados de la desinfección son los siguientes:

- Modificación de las condiciones del proceso:

Esto se puede conseguir reduciendo la dosis de cloro (con cuidado de no comprometer la desinfección) o reduciendo la cantidad de precursores (que puedan convertirse en trihalometanos) antes de su contacto con el cloro. Reducir el valor del pH durante la cloración reduce la concentración de trihalometanos pero a costa de elevar la concentración de ácidos haloacéticos.

La formación de bromatos durante la ozonización depende de la concentración de bromuro y ozono y del pH. No se puede eliminar el bromuro del agua, y la eliminación del bromato una vez formado es complicada (aunque mediante el carbón activado granulado se puede conseguir en algunas circunstancias). Si se disminuye la concentración de ozono, el tiempo de contacto y la concentración de ozono residual se puede disminuir considerablemente la concentración de bromato. También se puede disminuir el pH y volverlo a aumentar después de la ozonización.

- Utilización de otros desinfectantes con menor propensión a producir tales derivados:

La posibilidad de utilizar otros desinfectantes para aminorar la cantidad de productos derivados depende del agua a tratar y del tratamiento de desinfección instalado (si tiene o no sistemas de eliminación de precursores). Utilizar monocloraminas en vez de cloro puede reducir la formación de trihalometanos. Aunque

no es lo suficientemente eficaz para su uso como desinfectante principal, se puede utilizar como desinfectante residual. El dióxido de cloro puede suponer una alternativa aunque no proporciona desinfección residual.

- Utilizar medios de desinfección no químicos:

La radiación ultravioleta y los procesos de membrana constituyen una alternativa aunque no proporcionan desinfección residual, por lo que sería adecuado añadir una pequeña dosis residual después de la desinfección principal.

- Eliminación de los subproductos de desinfección antes de proceder a distribuir el agua:

Aunque técnicamente es posible eliminar los subproductos derivados de la desinfección mediante técnicas como de extracción con aire (indicado para los trihalometanos), adsorción con carbón activado o algunas resinas, esta es la opción menos aconsejable. Además, necesitaría de otro proceso de desinfección residual.

4.3.9 Corrosión

La corrosión es la disolución parcial de los materiales que constituyen el sistema de tratamiento y distribución: tanques, tuberías, válvulas, bombas,... Este problema puede acarrear escapes de agua e incluso el fallo estructural del sistema. También afecta a la calidad química y microbiológica del agua.

Esta característica tampoco es inherente al agua que llega, pero es inevitable que ocurra porque no disponemos de otros medios para filtrar y distribuir el agua, por lo que según WHO (2006) hay que tenerlo en cuenta.

El avance de la corrosión depende de varios parámetros. La calidad del agua y los materiales del sistema de filtración y distribución son los más importantes. De éstos dependerá la concentración de calcio, bicarbonato, carbonatos y oxígeno disuelto, así como el pH. El pH controla la solubilidad y la velocidad de reacción de la mayoría de los metales involucrados en la corrosión. Puede favorecer el crecimiento de una lámina protectora en la superficie de los materiales. A algunos metales también les afecta considerablemente la alcalinidad y la dureza (el calcio sobre todo) del agua.

Los metales que se ven afectados por la corrosión son el hierro, el plomo, el cobre, el latón, el zinc y el níquel. El hormigón y el cemento también son susceptibles de deterioro.

CAPÍTULO 5 MEJORA DE CALIDAD

5.1 CALIDAD DEL AGUA A TRATAR (STORMWATER vs RAINWATER)

La cantidad de contaminantes que puede llegar al lugar de tratamiento del agua es muy variable. En primer lugar, tendremos que tener en cuenta con qué tipo de agua estamos trabajando. A los efectos de esta discusión, diferenciaremos entre agua de lluvia y agua de tormenta, siguiendo la literatura anglosajona (Rainwater vs Stormwater).

El agua de lluvia se recoge en los tejados, por lo que no ha tenido prácticamente tiempo de contaminarse. Desde que se ha evaporado en estado puro (agua destilada) ha podido encontrarse en la atmosfera con diferentes contaminantes, al llover (mientras cae) también puede reaccionar con distintos elementos (lluvia ácida,...), y por último en los tejados puede encontrarse con algunos microorganismos. Aunque es raro, no debe descartarse que algunos sean patógenos como bacterias o virus, pero en pequeña cantidad.

El agua de tormenta es el agua de lluvia que se recoge después de que ésta haya circulado por las ciudades donde la impermeabilización debida a la urbanización concentra rápidamente el agua en unas determinadas zonas. Al circular el agua por estos lugares se le adhieren todo tipo de contaminantes (microorganismos patógenos, materia orgánica, productos de limpieza, aceites y grasas,...). Se puede recoger en las alcantarillas, ríos o estanques. Antes de proceder a filtrarlo se puede almacenar durante un tiempo en presas o depósitos habilitados para tal fin (dentro del paso del agua o fuera de ella). En esta estancia puede adquirir más contaminantes, así como perder otros, dependiendo de las características de la obra de almacenamiento.

Los tres aspectos principales del agua de tormenta de cara a su reutilización son los siguientes (New South Wales 2006):

- Patógenos: Con la bacteria E. Coli como principal indicador, constituyen el factor más importante desde el punto de vista de la salud.
- Componentes químicos: De considerable importancia para la salud y el medio ambiente, así como algunos usos particulares como la irrigación.

- Sólidos en suspensión y turbidez: De vital importancia para obtener una desinfección eficaz y para el correcto funcionamiento de sistemas de irrigación, así como para evitar el colmatamiento del sistema de recarga.

Existen, claro está, otros tipos de agua. El agua residual puede provenir de captaciones de agua residenciales, comerciales, industriales,... Dependiendo del uso que se le haya dado al agua los contaminantes variarán considerablemente. Por ejemplo, las aguas residuales de origen residencial suelen ser las que más cantidad de patógenos albergan.

Si comparamos las aguas residuales con el agua de tormenta, la salobridad y la cantidad de nutrientes son considerablemente mayores en las aguas residuales que en el agua de tormenta, mientras que ocurre lo contrario con la concentración de metales. La concentración de virus y bacterias en general es alrededor de dos órdenes de magnitud inferior en el agua de tormenta que en el agua residual.

En la tabla 5.1 podemos hacernos una idea de cómo se van agregando elementos contaminantes al agua (en este caso microorganismos representados por la concentración de la bacteria E. Coli) durante su circulación)

Land use	Wet-weather concentration (cfu/100 mL)			Dry-weather concentration (cfu/100 mL)		
	Lower	Typical value	Upper	Lower	Typical value	Upper
Roofs	5	40	400	-	-	-
General urban	200	2,000	20,000	20,000	200	1,500
Residential	1,000	9,000	75,000	100	1,300	13,000
Industrial/commercial	200	2,000	20,000	20	200	1,500

Source: modified from Fletcher et al. (2004)

Tabla 5.1: Valores de E. Coli en Agua de tormenta: Tejados, urbano general, residencial, industrial/comercial (New South Wales 2006).

Una base de datos muy interesante de Göbel et al (2007) nos da todos los datos referentes a la concentración media y desviaciones típicas de concentraciones de distintos contaminantes (más de 300) que nos podemos encontrar en el agua de tormenta.

No vamos a entrar en detalle, y siendo conscientes de la enorme dependencia de estos contaminantes del lugar, actividades humanas, contaminación del aire, etc. nos limitaremos a enunciar los principales contaminantes que se encuentran a nivel europeo en el agua de tormenta (Eriksson et al (2007):

-Parámetros básicos: Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Demanda química de oxígeno (DQO), Sólidos en suspensión (SS) Nitrógeno (N), Fósforo (P) y pH (pH).

-Metales: Zinc (Zn), cadmio (Cd), cromo en forma de cromato (Cr (VI)), Níquel (Ni), plomo (Pb) y platino (Pt).

-Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP): Benzo[a]pireno (BaP), naftaleno y pireno.

-Herbicidas: Terbutilazina, glifosato, pendimethalin y phenmediphan.

-Varios: Nonoxinol (NPEO), pentaclorofenol (PCP), di-2-etilhexilftalato (DEHP), triclorobifenol (PCB 28) y éter metil tert-butílico (MTBE).

Solamente en lo que se refiere a los microorganismos, en el agua de tormenta nos podemos encontrar los tipos que se muestran en la tabla 5.2.

Bacteria	Numbers in stormwater (per 100 mL)	Numbers in sewage (per 100 mL)
Thermotolerant (faecal) coliforms ^{1,2,3}	10 ² – 10 ⁵	
<i>Escherichia coli</i> ^{8,9}	10 ² – 10 ⁶	10 ⁴ – 10 ⁶
Faecal streptococci ^{2, 3, 4, 5, 6}	10 ² – 10 ⁵	
Enterococci ^{5, 12, 13, 14}	10 ² – 10 ⁵	10 ⁵ – 10 ⁶
<i>Shigella</i>	No data available	10 – 10 ³
<i>Salmonella</i> ^{7, 12}	0 – 10 ¹	10 ² – 10 ⁴
<i>Clostridium perfringens</i> ⁸	10 ² – 10 ⁴	10 ⁴ – 10 ⁵
<i>Campylobacter</i> ¹¹	10 ⁰ – 10 ¹	
Viruses		
Enteroviruses ^{7, 12}	10 – 10 ²	10 ¹ – 10 ⁵
Adenoviruses ^{10, 12}	10 – 10 ³	10 – 10 ³
Noroviruses	No data available	10 – 10 ³
Rotaviruses	No data available	10 ¹ – 10 ⁴
Somatic coliphages (indicators) ^{5, 10, 15}	10 ¹ – 10 ⁵	10 ⁵ – 10 ⁶
F-RNA coliphages (indicators) ^{10, 15}	0 – 10 ²	10 ⁴ – 10 ⁶
Protozoans and helminths		
<i>Cryptosporidium</i> ^{9, 11}	10 ⁻² – 10 ²	0 – 10 ³
<i>Giardia</i> ⁹	10 ⁻² – 10	10 ¹ – 10 ⁴
Helminth ova	No data available	0 – 10 ³

Source: Stormwater data – 1 Fletcher et al. (2004), 2 Engineers Australia (2005), 3 Duncan (1999), 4 Jagals et al. (1995), 5 Jagals (1997), 6 Leeming et al. (1998), 7 Oliveri et al. (1977), 8 McCarthy et al. (2008), 9 LeChavellier et al. (1991), 10 Jiang (2004), 11 CRCWQT, 12 Makepeace et al. (1995), 13 Davies & Bavor (2000), 14 Gannon & Busse (1989), 15 Davies et al. (2003). Sewage data – as cited in NRMCC & EPHC (2005)

Tabla 5.2: Valores de microorganismos en agua de tormenta New South Wales (2006)

En cuanto a los contaminantes químicos del agua de tormenta, en la tabla 5.3 tenemos una lista con los valores típicos que, según New South Wales (2006) se pueden encontrar de los contaminantes más comunes.

Constituent	Units	Stormwater			Sewage	Effluent
		Lower	Typical	Upper		
Suspended solids ¹	mg/L	40	140	500	300	n/a
Turbidity ^{2,3}	NTU	14	60	260		n/a
Total phosphorus ¹	mg/L	0.08	0.25	0.8	12	5.9
Filterable phosphorus ⁶	µg/L	18	70	170		
Soluble phosphorus ^{5,7}	mg/L	0.0381	0.129	3.52		
Total nitrogen ¹	mg/L	0.7	2	6	55	15.2
Total Kjeldahl nitrogen ^{5,8}	mg/L	1.73	3.02	4.7		
Ammonia ⁴	mg/L	0.15	0.17	0.23		
Nitrate and nitrite ^{5,6}	mg/L	0.15	0.34	0.34		
Chemical oxygen demand ^{2,3}	mg/L	35	78	175		n/a
Biochemical oxygen demand ^{2,3}	mg/L	7	14	26	275	n/a
Total organic carbon ^{2,3}	mg/L	13	24	40		n/a
Oil and grease ¹	mg/L	3	9.5	30		n/a
pH ^{2,3}	–	6.3	6.9	7.5		7.9
Total dissolved salts ⁴	mg/L	110	160	220		675
Electrical conductivity ⁴	dS/m	0.17	0.25	0.34		1.3
Aluminium ^{7,8}	mg/L	0.1	1.7	4.9		
Boron ⁸	mg/L					289
Cadmium (total) ¹	µg/L	1	4.5	20		0.3
Chloride ^{7,9}	mg/L	0.3	2.4	4.5		135
Chromium (total) ^{2,3}	µg/L	6	20	25		9.4
Copper (total) ¹	µg/L	20	80	300		23.5
Cyanide ^{7,8}	µg/L	2	33	80		
Iron (total) ^{2,3}	µg/L	800	2,700	9,000		722
Manganese (total) ^{2,3}	µg/L	80	230	660		35
Mercury (total) ^{2,3}	µg/L	0.06	0.22	0.78		0.1
Nickel (total) ^{2,3}	µg/L	14	24	25		7
Sodium ^{7,9}	mg/L	0.18	10.7	21.3		181
Zinc (total) ¹	µg/L	100	300	1,000		48
PAH ⁷	µg/L	0.24	0.77	1.3		
MTBE	µg/L		1.6			

Source: stormwater data – 1 Fletcher et al. (2004), 2 Engineers Australia (2005), 3 Duncan (1999), 4 Sharpin (1995), 5 Smullen et al. (1999), 6 SWC (1995), 7 Makepeace et al. (1995), 8 Dannecker et al. (1990). Sewage data – SWC (1998). Effluent data – NRMCC & EPHC (2005)

Note = total dissolved solids (TDS) levels were converted to electrical conductivity using the equation
 $EC \text{ (dS/m)} \times 870 = TDS \text{ (mg/L)}$ (ANZECC & ARMCANZ 2000)

PAH: Polycyclic aromatic hydrocarbons

Tabla 5.3: Concentración de contaminantes químicos en el agua de tormenta (New South Wales 2006)

Table 2 – ‘Typical’ pollutant concentrations based on review of worldwide (Duncan, 1999) and Melbourne (Taylor et al., 2005) data					
Sediment and nutrients		Concentration (mg/L)	Heavy metals		Concentration (mg/L)
Total suspended solids	TSS	150	Cadmium	Cd	0.0045
Total phosphorus	TP	0.35	Chromium	Cr	0.025
Total nitrogen	TN	2.10	Copper	Cu	0.05
Total dissolved nitrogen	TDN	1.60	Iron	Fe	3.00
Ammonium	NH ₃	0.27	Manganese	Mn	0.25
Oxidised nitrogen	NO _x	0.75	Nickel	Ni	0.03
Particulate organic nitrogen	PON	0.50	Lead	Pb	0.14
Dissolved organic Nitrogen	DON	0.59	Zink	Zn	0.25

These concentrations were doubled to achieve the ‘higher’ concentration alternative.

Tabla 5.4: concentración (valores típicos en el mundo) de los contaminantes más habituales. (Bratieres et al. 2008)

5.2 CONTAMINACIÓN MÁXIMA PERMITIDA PARA AGUA POTABLE

Los diferentes usos que se le vayan a dar al agua una vez recuperada condicionan el tratamiento totalmente. Varían los valores de turbidez, patógenos o contaminantes químicos permitidos según se vaya a utilizar para riego de superficies agrícolas, para limpieza de calles, para sistemas de refrigeración en la industria, para beber, ...

Hay algunos usos que imponen unas restricciones especiales, como el agua de refrigeración, que debe cuidarse de no ser excesivamente corrosiva, mientras que su nivel de potabilidad no es relevante para el buen funcionamiento de las instalaciones.

El término de potabilidad se aplica al agua que ha sido tratada para su consumo humano según unas normas de calidad promulgadas por las autoridades locales e internacionales.

En la Unión Europea la Normativa 98/83/EU establece valores máximos y mínimos para el contenido en minerales, diferentes iones y gérmenes patógenos. Los controles sobre el agua potable suelen ser más severos que los controles aplicados sobre las aguas minerales embotelladas.

Estos controles se basan en un método de evaluación de riesgos. La evaluación de riesgos es un intento de evaluar las posibles consecuencias en la salud debido a la exposición humana a circunstancias particulares. Según Asano y Cotruvo (2004), en el caso del agua potable se estudia la probabilidad (para unos niveles de incertidumbre

específicos) de que ocurran efectos adversos en un grupo referencial de población. Por ejemplo, un aumento del límite superior de riesgo de contraer un cáncer de vejiga de uno por millón en una población que consume 2 litros diarios de agua durante 70 años. El límite inferior será nulo. Todos estos cálculos son limitados en su fiabilidad y credibilidad debido a la falta de precisión de los datos referentes a la toxicología, de las expresiones matemáticas y sobre todo debido a la ignorancia de cómo operan los procesos carcinógenos en bajas dosis sobre seres humanos genéticamente distintos.

El pH del agua potable debe estar entre 6,5 y 8,5.

En la tabla 5.5 podemos ver las concentraciones máximas de elementos químicos permitidas en el agua potable.

Chemical	Guideline value^a (mg/litre)	Remarks
Arsenic	0.01 (P)	
Barium	0.7	
Boron	0.5 (T)	
Chromium	0.05 (P)	For total chromium
Fluoride	1.5	Volume of water consumed and intake from other sources should be considered when setting national standards
Manganese	0.4 (C)	
Molybdenum	0.07	
Selenium	0.01	
Uranium	0.015 (P,T)	Only chemical aspects of uranium addressed

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; T = provisional guideline value because calculated guideline value is below the level that can be achieved through practical treatment methods, source protection, etc.; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, resulting in consumer complaints.

Tabla 5.5: Concentraciones máximas permitidas de elementos químicos (WHO 2006).

En la tabla 5.6 se especifican los valores máximos permitidos para componentes químicos (tanto orgánicos como inorgánicos) de origen industrial.

Inorganics	Guideline value (mg/litre)	Remarks
Cadmium	0.003	
Cyanide	0.07	
Mercury	0.006	For inorganic mercury
Organics	Guideline value* (µg/litre)	Remarks
Benzene	10 ^b	
Carbon tetrachloride	4	
Di(2-ethylhexyl)phthalate	8	
Dichlorobenzene, 1,2-	1000 (C)	
Dichlorobenzene, 1,4-	300 (C)	
Dichloroethane, 1,2-	30 ^b	
Dichloroethene, 1,2-	50	
Dichloromethane	20	
Dioxane, 1,4-	50 ^b	
Edetic acid (EDTA)	600	Applies to the free acid
Ethylbenzene	300 (C)	
Hexachlorobutadiene	0.6	
Nitritotriacetic acid (NTA)	200	
Pentachlorophenol	9 ^b (P)	
Styrene	20 (C)	
Tetrachloroethene	40	
Toluene	700 (C)	
Trichloroethene	20 (P)	
Xylenes	500 (C)	

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, leading to consumer complaints.

^b For non-threshold substances, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10⁻⁵ (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10⁻⁴ and 10⁻⁶ can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

Tabla 5.6: : Concentraciones máximas permitidas de elementos químicos de origen industrial (WHO 2006).

En la tabla 5.7 se dan los valores máximos permitidos de contaminantes (nutrientes y pesticidas) de origen agrícola.

Non-pesticides	Guideline value^a (mg/litre)	Remarks
Nitrate (as NO ₃ ⁻)	50	Short-term exposure
Nitrite (as NO ₂ ⁻)	3	Short-term exposure
	0.2 (P)	Long-term exposure
Pesticides used in agriculture	Guideline value^a (µg/litre)	Remarks
Alachlor	20 ^b	
Aldicarb	10	Applies to aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone
Aldrin and dieldrin	0.03	For combined aldrin plus dieldrin
Atrazine	2	
Carbofuran	7	
Chlordane	0.2	
Chlorotoluron	30	
Cyanazine	0.6	
2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)	30	Applies to free acid
2,4-DB	90	
1,2-Dibromo-3-chloropropane	1 ^b	
1,2-Dibromoethane	0.4 ^b (P)	
1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)	40 (P)	
1,3-Dichloropropene	20 ^b	
Dichlorprop	100	
Dimethoate	6	
Endrin	0.6	
Fenoprop	9	
Isoproturon	9	
Lindane	2	
MCPA	2	
Mecoprop	10	
Methoxychlor	20	
Metolachlor	10	
Molinate	6	
Pendimethalin	20	
Simazine	2	
2,4,5-T	9	
Terbutylazine	7	
Trifluralin	20	

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited.

^b For substances that are considered to be carcinogenic, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10⁻⁵ (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10⁻⁴ and 10⁻⁶ can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

Tabla 5.7: Concentraciones máximas permitidas de contaminantes de origen agrícola (WHO 2006).

En la tabla 5.8 podemos ver las concentraciones máximas de productos químicos (desinfectantes, subproductos de la desinfección, contaminantes provenientes de tratamientos químicos y contaminantes que se encuentran en el sistema de distribución) utilizados en el tratamiento o que se encuentran en contacto con el agua.

Disinfectants	Guideline value^a (mg/litre)	Remarks	
Chlorine	5 (C)	For effective disinfection, there should be a residual concentration of free chlorine of ≥ 0.5 mg/litre after at least 30 min contact time at pH <8.0	
Monochloramine	3		
Disinfection by-products	Guideline value^a (μg/litre)	Remarks	
Bromate	10 ^b (A, T)	For cyanide as total cyanogenic compounds	
Bromodichloromethane	60 ^b		
Bromoform	100		
Chlorate	700 (D)		
Chlorite	700 (D)		
Chloroform	300		
Cyanogen chloride	70		
Dibromoacetonitrile	70		
Dibromochloromethane	100		
Dichloroacetate	50 ^b (T, D)		
Dichloroacetonitrile	20 (P)		
Monochloroacetate	20		
Trichloroacetate	200		
Trichlorophenol, 2,4,6- Trihalomethanes	200 ^b (C)		The sum of the ratio of the concentration of each to its respective guideline value should not exceed 1
Contaminants from treatment chemicals	Guideline value^a (μg/litre)		Remarks
Acrylamide	0.5 ^b		
Epichlorohydrin	0.4 (P)		
Contaminants from pipes and fittings	Guideline value^a (μg/litre)	Remarks	
Antimony	20	Staining of laundry and sanitary ware may occur below guideline value	
Benzo[a]pyrene	0.7 ^b		
Copper	2000		
Lead	10		
Nickel	70		
Vinyl chloride	0.3 ^b		

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; A = provisional guideline value because calculated guideline value is below the practical quantification level; T = provisional guideline value because calculated guideline value is below the level that can be achieved through practical treatment methods, source control, etc.; D = provisional guideline value because disinfection is likely to result in the guideline value being exceeded; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, causing consumer complaints.

^b For substances that are considered to be carcinogenic, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10^{-4} and 10^{-6} can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

Tabla 5.8: Concentraciones máximas permitidas de productos químicos utilizados en el tratamiento o en contacto con el agua (WHO 2006).

En la tabla 5.9 tenemos los valores máximos permitidos de pesticidas que se utilizan en usos relacionados con la salud pública.

Pesticides used in water for public health purposes ^a	Guideline value (µg/litre)
Chlorpyrifos	30
DDT and metabolites	1
Permethrin	300
Pyriproxyfen	300

^a Only pyriproxyfen is recommended by WHO for addition to water for public health purposes. Permethrin is not recommended by WHO for this purpose, as part of its policy to exclude the use of any pyrethroids for larviciding of mosquito vectors of human disease. This policy is based on concern over the possible accelerated development of vector resistance to synthetic pyrethroids, which, in their application to insecticide-treated mosquito nets, are crucial in the current global anti-malaria strategy.

Tabla 5.9: Concentraciones máximas permitidas de pesticidas utilizados en usos relacionados con la salud pública (WHO 2006).

En lo que respecta a los contaminantes radiactivos, si la concentración de la actividad alfa es mayor de 0,5 Bq/litro y la concentración de la actividad beta mayor de 1 Bq/litro, se mide la concentración de los radionucleidos individuales en el agua. No mostramos los valores de los radionucleidos individuales máximos permitidos por considerarla innecesaria. Basta con saber que dependiendo del radionucleido que se trate varía el límite desde 0,1 Bq/litro (para algunas variantes de Radón, Thorio,...) hasta 10000 Bq/litro (Hidrógeno, Cromo,...).

La concentración de microorganismos patógenos debe ser nula en el agua potable, a la entrada del sistema de distribución e incluso en cualquier punto del sistema de distribución, puesto que éstos constituyen la mayor amenaza para la salud (al menos a corto plazo).

5.3 POTENCIAL DE LOS DISTINTOS SISTEMAS DE FILTRACIÓN PARA ELIMINAR CONTAMINANTES

Algunos procesos de filtración cobran más importancia en determinados sistemas de filtración, siendo distinto el comportamiento de cada proceso para cada sistema, pues de lo contrario no habría diferencia apreciable en su capacidad de eliminar contaminantes. Esto es así porque cada contaminante se elimina mejor por unos determinados procesos que por otros (Por ejemplo, los patógenos se degradan

microbiológicamente, no se volatilizan). Para entender el funcionamiento de cada proceso de filtración nos referimos al Anejo I.

Scholes et al. (2008) han obtenido unas conclusiones muy interesantes en lo referente al potencial que presenta cada sistema de filtración de agua de tormenta a la hora de eliminar los contaminantes más comunes.

Partiendo de la participación de los procesos más comunes de depuración del agua de tormenta en cada sistema de tratamiento, y teniendo en cuenta la capacidad que presenta cada proceso de depuración a la hora de eliminar los contaminantes más comunes, han relacionado directamente los sistemas de tratamiento con los contaminantes. Es decir, han obtenido el potencial que presenta cada sistema de filtración para eliminar esos contaminantes y lo han presentado en las figuras 5.1 y 5.2 por orden de preferencia.

BMPs	Adsorption to substrate	Settling	Microbial degradation
Filter drain	Medium/high	Low/medium	Medium
Porous asphalt	Low/medium	Low	Low
Porous paving	High	Low/medium	Medium
Filter strip	Medium	Low	Low/medium
Swales	Medium	Low/medium	Low/medium
Soakaways	Medium/high	Low/medium	Medium
Infiltration trench	Medium/high	Low/medium	Medium
Infiltration basin	High	High	High
Sedimentation tank	Low	Medium/high	Low
Retention ponds	Low/medium	High	Medium
Detention basins	Medium	Medium/high	Low/medium
Extended detention basin	Medium	High	Medium
Lagoons	Low/medium	Medium/high	Low
Constructed wetlands (SSF)	Medium/high	Medium	High
Constructed wetlands (SF)	Medium	Medium	Medium

Tabla 5.10: Importancia relativa de los procesos más comunes de depuración (adsorción al sustrato, sedimentación y degradación microbológica) para cada sistema de tratamiento de agua de tormenta Scholes et al. (2008).

BMPs	Filtration	Plant uptake	Volatilisation	Photolysis
Filter drain	Medium	Low	Low	NA
Porous asphalt	High	NA	Low	Low
Porous paving	High	Low	Low	NA
Filter strip	Low/ medium	Medium	Low/medium	Low/ medium
Swales	Medium	Medium	Medium	Low/ medium
Soakaways	Medium/ high	Low	Low	NA
Infiltration trench	Medium/ high	Low	Low	NA
Infiltration basin	Medium/ high	Low/ medium	Medium	Low/ medium
Sedimentation tank	NA	NA	Low	Low
Retention ponds	Low	Low	Medium	Low/ medium
Detention basins	Low	Low	Medium	Low/ medium
Extended detention basin	Low	Low	Medium	Low/ medium
Lagoons	Low	Low	Low/medium	Low
Constructed wetlands (SSF)	Medium/ high	Medium/ high	Low/medium	Low
Constructed wetlands (SF)	Medium	Medium	Medium	Low

Tabla 5.11: Importancia relativa de los procesos más comunes de depuración (filtración, extracción por plantas, volatilización y fotólisis) para cada sistema de tratamiento de agua de tormenta Scholes et al. (2008).

	TSS	BOD	COD	Nitrates	Phosphates	Faecal coliforms
Adsorption	Medium	Medium	Low/medium	Low	High	Medium
Settling	High	Medium	Medium	Low	High	High
Microbial degradation*	Low	Medium	Low/medium	Low	Low	Low/medium
Filtration	High	Medium	Medium	Low	High	High
Volatilisation	NA	Low	Low	NA	NA	NA
Photolysis	NA	Low	Low	NA	NA	Low/medium
Plant uptake	NA	Medium	Low/medium	High	High	NA

NA = not applicable.

*Based on a consideration of aerobic and anaerobic processes.

Tabla 5.12: Capacidad de cada proceso de depuración de eliminar los contaminantes más comunes en el agua de tormenta (Scholes et al. (2008).

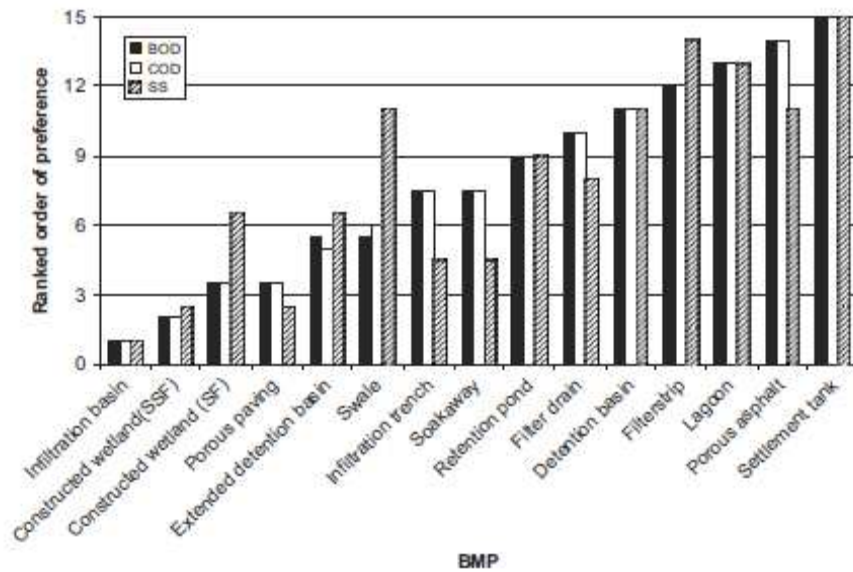


Figura 5.1: Orden de preferencia de utilización de distintos sistemas de filtración para eliminar la DBO, DQO y COT (Scholes et al. (2008).

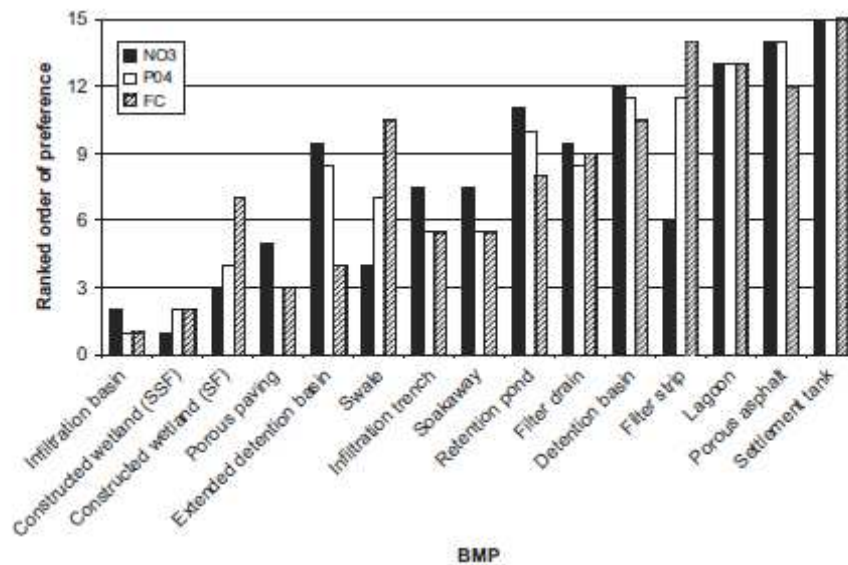


Figura 5.2: Orden de preferencia de uso de distintos sistemas de filtración para eliminar nitratos, fosfatos y coliformes fecales (Scholes et al. 2008).

Las figuras 5.1 y 5.2 muestran a los tanques de sedimentación como opción menos aconsejable desde todos los puntos de vista, seguido del asfalto poroso, aunque éste elimina algo mejor los sólidos en suspensión y los coliformes fecales. Por el contrario, las cuencas de infiltración constituyen la mejor opción para eliminar 5 de los 6 contaminantes principales. La excepción son los nitratos, que debido a su alta movilidad se eliminan mejor en los pantanos con flujo sub-superficial (SSF). Los

pantanos con flujo sub-superficial se muestran bastante más efectivos que los de flujo superficial (SF) en todos los aspectos. El comportamiento del asfalto poroso se encuentra a medio camino entre los dos tipos de pantanos, excepto para los nitratos, que al no disponer de plantas en la superficie su eliminación decae drásticamente.

De los sistemas destinados a capturar el volumen total de las grandes avenidas la cuenca de detención extendida es la que mejor depura los contaminantes en general, seguido de los estanques de retención, cuencas de detención y lagunas.

Los canales presentan un comportamiento muy variable para los distintos contaminantes, los sólidos en suspensión y los patógenos son su punto más débil. Las franjas de filtro parecen tener un comportamiento parecido, pero con peores resultados en general.

Es curioso el idéntico comportamiento que presentan las zanjas de infiltración y los pozos de infiltración, algo mejor que los filtros de desagüe, que se encuentran en la posición media.

5.4 MÉTODOS DE FILTRACIÓN

5.4.1 Pretratamiento

En general, son muchos los tipos de tratamiento a los que se puede someter el agua a recargar. Algunos de ellos son más convenientes o están específicamente diseñados para la recarga en profundidad.

He aquí algunos de los sistemas de pretratamiento más utilizados en la actualidad:

- Para separar los sólidos más grandes existen sistemas de macrofiltración, desbaste, desarenado, etc. También hay sistemas de sedimentación mediante procedimientos físicos (balsas de decantación, prefiltros de flujo horizontal de grava) y químicos (la adición de aditivos coagulantes y floculantes) para los sólidos más finos. El sistema denominado en inglés "Dissolved air flotation" elimina la materia en suspensión mediante la inyección de aire junto con unos coagulantes.

- Para evitar la proliferación incontrolada de algas y las consecuencias que se derivan de ella (eutrofización, con la consiguiente carga de contaminantes orgánicos, exceso de nutrientes, consumo de oxígeno, colmatación, etc.) existen numerosos sistemas, tales como la centrifugación, microfiltración, eliminación del manto de tierra, adición de elementos químicos que inhiban el crecimiento (sulfato de cobre, permanganato potásico), elevación del pH, reducción de la iluminación, operación intermitente de las balsas, etc. (Esen 1991).

- Para mejorar el rendimiento del acuífero en lo que se refiere a la eliminación de algunos contaminantes se procede a airear el agua para saturarla de oxígeno. De paso, mediante el uso de estos métodos se eliminan algunos componentes orgánicos volátiles (aunque esto se podría considerar más un sistema de postratamiento que de pretratamiento). Los sistemas utilizados son la aireación por cascada y la inyección de aire (denominado en inglés "Air stripping").

- Para evitar la contaminación difusa generada como consecuencia del arrastre de pesticidas por la escorrentía en cultivos agrícolas se procede a la construcción de bandas filtrantes que actúan como barrera (en inglés "Filter Strip"). De paso se consigue eliminar una considerable carga de sólidos en suspensión según Borin (2005).

Algunos de estos sistemas ya se aplican en los distintos sistemas de tratamiento que hemos visto (por ejemplo: las balsas de sedimentación y el control de la altura de la lámina de agua), aunque otros requieren un coste elevado o son directamente incompatibles con los requerimientos del agua de tormenta (tendrían que tratar grandes volúmenes de agua en cortos periodos de tiempo). Por este motivo, consideramos más conveniente estudiar el comportamiento de estas obras dentro del funcionamiento de los sistemas de tratamiento de agua de tormenta.

5.4.2 Filtración en el terreno

El paso por el suelo es el factor más importante en la filtración del agua en los sistemas de recarga (al menos en los SAT). Es aquí, y sobre todo en el trozo de suelo no saturado (también conocido como zona vadosa) donde se producen la mayoría de los procesos de filtración que depuran el agua.

En general, si comparamos el comportamiento de los distintos sistemas de tratamiento en la eliminación de los contaminantes básicos, como son los sólidos en suspensión, los nutrientes y algunos metales pesados, podemos hacer la siguiente valoración:

La eficacia en la eliminación de contaminantes puede variar notablemente entre distintos tipos de tratamiento, incluso entre distintas variantes de diseño dentro de un mismo sistema de tratamiento.

La mayor tasa de eliminación corresponde a los sistemas de infiltración. Estos sistemas son pues, tanto la franja de infiltración como el pavimento poroso, una buena opción en la mayoría de los casos.

En general, los estanques secos funcionan peor que cualquier otro sistema de tratamiento, sobre todo si los contaminantes se encuentran en formas solubles.

Los estanques y pantanos tienen un rendimiento parecido, con algunas excepciones. Los estanques eliminan mejor los metales pesados. Es curioso que, aunque estos dos sistemas eliminan por igual los nutrientes en total (léase Nitrógeno Total y Fósforo Total), los estanques eliminan mejor los fosfatos en estado soluble y los pantanos los nitratos en estado soluble.

Los sistemas de filtro funcionan bien, con una excepción en la eliminación de las formas solubles de los nutrientes. De todos modos, eliminan muy bien el Nitrógeno Total.

Aunque es cierto que puede variar mucho el funcionamiento dentro de un mismo sistema, ya sea por tratarse de distintos diseños o bien por aspectos de tamaño y tasas de filtración, es muy difícil cuantificar estas diferencias. El filtro de arena vertical dentro de los sistemas de filtración y las cunetas en canales abiertos son los únicos ejemplos claros de esta desviación, pues funcionan bastante peor que los demás diseños de filtración.

Winer et al. (2000) han realizado una recopilación de 139 estudios con eventos de tormenta que datan desde el año 1977 hasta el 2000, cuyo funcionamiento está monitorizado y cuya información recogen en una base de datos.

En la tabla 5.11 vemos los valores aproximados que se pueden alcanzar en la eliminación de los principales contaminantes expresados en porcentaje (excepto los microorganismos patógenos). Los valores presentados son las medianas, no las medias.

	TSS (%)	TP (%)	Sol P (%)	TN (%)	NO _x (%)	Cu (%)	Zn (%)
Stormwater Dry Ponds							
Quantity Control Pond ²	3	19	0	5	9	10	5
Dry Extended Detention Pond	61	20	-11	31 ²	-2 ²	29 ²	29 ²
Group Median ± 1 St. Dev	47±32	19±13	-6±8.7	25±16	3.5±23	26*	26±37
Stormwater Wet Ponds							
Wet Extended Detention Pond	80	55	67	35	63	44	69
Multiple Pond System ²	91	76	69	N/A	87	N/A	N/A
Wet Pond	79	49	62	32	36	58	65
Group Median ± 1 St. Dev	80±27	51±21	66±27	33±20	42±39	57±22	66±22
Stormwater Wetlands							
Shallow Marsh	83	43	29	26	73	33	42
Extended Detention Wetland ²	69	39	32	56	35	N/A	-74
Pond/Wetland System	71	56	43	19	40	58 ²	56
Submerged Gravel Wetland ²	83	64	-10	19	81	21	55
Group Median ± 1 St. Dev	76±43	49±36	36±45	30±34	67±54	40±45	44±40
Filtering Practices							
Organic Filter	88	61	30 ²	41 ²	-15	66 ²	89
Perimeter Sand Filter ²	79	41	68	47	-53	25	69
Surface Sand Filter	87	59	-17 ²	32	-13	49	80
Vertical Sand Filter ²	58	45	21	5	-87	32	56
Bioretention ²	N/A	65	N/A	49	16	97	95
Group Median ± 1 St. Dev	86±23	59±38	3±46	38±16	-14±47	49±26	88±17
Infiltration Practices							
Infiltration Trench ²	N/A	100	100	42	82	N/A	N/A
Porous Pavement ²	95	65	10	83	N/A	N/A	99
Group Median ± 1 St. Dev	95 ²	80±24	85 ²	51±24	82 ²	N/A	99 ²
Open Channels							
Ditches ²	31	-16	-25 ²	-9	24 ²	14 ²	0 ²
Grass Channel ²	68	29	40	N/A	-25	42	45

Dry Swale ²	93	83	70	92	90	70	86
Wet Swale ²	74	28	-31	40	31	11	33
Group Median ± 1 St. Dev	81±14	34±33	38±46	84 ²	31±49	51±40	71±36
Other							
Oil-Grit Separator ²	-8	-41	40	N/A	47	-11	17
Stormceptor® ²	25	19	21	N/A	6	30	21
<p>1. Excludes vertical sand filters and filter strips</p> <p>2. Data based on fewer than five data points</p> <p>3. Refers to open channel practices not designed for water quality</p> <p>4. Median value excludes ditches</p> <p>Notes:</p> <p>- N/A indicates that the data is not available</p> <p>- TSS = Total Suspended Solids; TP = Total Phosphorous; Sol P = Soluble Phosphorous; TN = Total Nitrogen; NO_x = Nitrate and Nitrite Nitrogen; Cu = Copper; Zn = Zinc</p>							

Tabla 5.11: Eliminación de contaminantes mediante distintos sistemas de tratamiento. Los valores están expresados en medianas (Winer et al. 2000).

Datos más recientes de otras fuentes (New South Wales 2006) nos aportan valores similares, aunque con algunas variantes. Nos parece conveniente incluirlos para disponer de otras versiones que aporten más luz al tema.

Stormwater treatment measure	Suspended solids	Total phosphorus	Total nitrogen	Turbidity	E. coli
Retention					
GPT	0–70%	0–30%	0–15%	0–70%	Negligible
Swale	55–75%	25–35%	5–10%	44–77%	Negligible
Sand filter	60–90%	40–70%	30–50%	55–90%	-25–95% (up to 1.5 log)
Bioretention system	70–90%	50–80%	30–50%	55–90%	-58–90% (up to 1 log)
Pond	50–75%	25–45%	10–20%	35–88%	40–98% (0.5–2 log)
Wetland	50–90%	35–65%	15–30%	10–70%	-5–99% (up to 2 log)

Tabla 5.12: Eliminación de contaminantes mediante distintos sistemas de tratamiento. Los valores están expresados en medias (New South Wales 2006).

Disponemos de menos datos para predecir el rendimiento de los distintos tipos de tratamiento en la eliminación de los microorganismos patógenos y de la materia orgánica (carbono orgánico e hidrocarburos). Aún así, en términos generales podemos resumir lo siguiente:

Una buena eliminación de bacterias comprende entre un 95 y un 99% de eliminación. La media de eliminación de patógenos (incluyendo estreptococos, enterococos, coliformes fecales, totales y *Eschericcia Coli*) se encuentra entre 65 y 75% para estanques y pantanos y alrededor de un 55% para sistemas de filtración. Las cunetas tienen un rendimiento casi nulo y a algunos sistemas de canal abierto incluso se les puede considerar como transportadores de patógenos. En todo caso, la eliminación de microorganismos no es crítica para los sistemas de recarga artificial, ya que quedarán retenidos por el subsuelo.

La capacidad de los distintos sistemas de tratamiento para eliminar el carbono orgánico o materia consumidora de oxígeno es modesta, con unas medianas entre 20 y 40%. Los sistemas de canal abierto constituyen la única excepción con unos valores que alcanzan el 65%, aunque hay que tener en cuenta que se disponen de pocos estudios que abalen dichos resultados, por lo que habría que ahondar más en este tema para hablar con más autoridad.

La capacidad de los sistemas de tratamiento para eliminar los hidrocarburos derivados del petróleo se encuentra estrechamente relacionado con la capacidad de eliminar los sedimentos en suspensión. Debido a esto, la mayoría de los sistemas eliminan notablemente este tipo de contaminante. Los estanques, pantanos y sistemas de filtración presentan un rendimiento de entre 80 y 90%, los sistemas de canal abierto son los que se encuentran en la cola con una eliminación del 62%.

Table 3.6 Median Bacteria and Organic Carbon Removal (%) by Stormwater Treatment Practice			
	Bacteria ¹	Organic Carbon ²	Hydrocarbons
Stormwater Wet Ponds	70	43	81 ⁵
Stormwater Dry Ponds	78 ⁵	25	N/A ⁶
Stormwater Wetlands	78 ⁵	18	85 ⁵
Filtering Practices ³	37	54	84 ⁵
Water Quality Swales	-25 ⁵	69 ⁵	62 ⁵
Ditches ⁴	5	18	N/A

1. Bacteria data include fecal streptococci, enterococci, fecal coliform, *E. coli*, and total coliform
2. Organic carbon data includes BOD, COD, and TOC removal data
3. Excludes vertical sand filters and filter strips
4. Refers to open channel practices not designed for water quality
5. Data based on fewer than five data points
6. N/A indicates that the data are not available

Tabla 5.12: Eliminación de bacterias, carbono orgánico e hidrocarburos mediante distintos sistemas de tratamiento (Winer et al 2000).

Aunque hemos visto el comportamiento de los distintos sistemas de tratamiento en términos generales, se puede alterar mucho este comportamiento mediante pequeñas variaciones (adición de determinadas sustancias, variación de algunas características conjuntamente, etc.). Estas variaciones se pueden dar en el suelo del acuífero pero generalmente tenemos más control sobre la superficie de recarga.

El tiempo de retención en superficie es el principal factor responsable de la proliferación de algas según Melbourne Water (2005). Al aumentar este tiempo aumentamos el tiempo de exposición de las plantas a los rayos solares, que junto con los nutrientes que reciben del agua, les ayuda en su crecimiento y florecimiento. El tiempo máximo de retención que no dé lugar a dicha proliferación varía según la temperatura media diaria. Esta variación va desde 50 días para una temperatura de 15°, pasando por 30 días para 20°, hasta 20 días para 25°. Esto es debido a que se da una sobresaturación de nutrientes y no hay turbidez que limite la cantidad de luz que penetra en el agua. El tiempo de retención se puede controlar mediante la altura de agua.

Según Deletic y Fletcher (2006), en estudios realizados sobre filtros de hierba para aguas de lluvia, la disminución de Sólidos en Suspensión Totales (TSS) depende de la tasa de flujo, densidad de la hierba, tamaño de las partículas y densidad de las partículas. En sendas investigaciones que llevaron a cabo en franjas y zanjas de hierba, obtuvieron unas disminuciones de TSS de 61-86% y 69% respectivamente, y en la zanja se midió una disminución del Nitrogeno Total (TN) en un 56% y de Fósforo Total (TF)

en un 46%. Estos valores coinciden aproximadamente con otros estudios en zanjas cuyos resultados se encuentran en la tabla 5.13 (Deletic y Fletcher (2006).

	TSS removal	TP removal	TN removal
Number of studies	18	20	13
Mean	72%	52%	45%
SD	0.19	0.19	0.25
Median	76%	55%	50%
10th percentile	50%	35%	18%
90th percentile	93%	73%	70%

Tabla 5.13: Valores estadísticos de eliminación de Sólidos en suspensión, Nitrógeno total y Fósforo total mediante filtros de hierba (Deletic y Fletcher 2006).

Un estudio reciente de Dong Jin Jeon y Sung Ho Jeom (2009) con cáscaras de cangrejo como adsorbente ha dado buenos resultados en la eliminación de fosfatos. En este estudio se ha investigado la dependencia del tamaño de los trozos de cáscara, la temperatura, el pH y la concentración de fosfatos en la adsorción de éstos. Partículas menores de 1 mm eliminaron más del 85% de los 500 mg/l de fosfatos presentes en el agua en 24 horas, mientras que partículas mayores de 3 mm no pudieron eliminar más que la mitad. Entre 15 y 45 °C la temperatura no influye. Aunque la mayor eliminación se produce para un pH igual a 2, para valores entre 4 y 10 la eficacia se mantuvo entre un 50-60%. Se constató que aunque el carbonato de calcio juega un papel importante en la adsorción, las proteínas del caparazón del cangrejo y de la celulosa que se encuentra en su parte trasera también jugaban un importante papel en la eliminación de los fosfatos.

En otro estudio realizado por Xiong Zheng et al (2008) añadiendo carbono orgánico (ácido acético y lodos activados provenientes de desechos) a un agua con poco oxígeno disuelto (0,15-0,45 mg/l) se vio que la eliminación de fosfatos y nitratos pasó de un 61% hasta un 95 y 81% con el ácido acético y hasta un 97 y 83% con los lodos activados. Estos productos aumentan la concentración de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y DQO (Demanda Química de Oxígeno).

Para mejorar la absorción de nitratos en un biofiltro es recomendable la construcción de una zona sumergida junto con una fuente carbono. Esto ayuda al proceso de desnitrificación, convirtiendo más fácil la eliminación del nitrógeno. En un estudio de laboratorio que se llevó a cabo sobre la influencia que podrían ejercer estas zonas sumergidas en el rendimiento de los biofiltros en la eliminación de metales pesados (ya de por sí elevada), los autores (Godecke-Tobias et al. (2009) concluyeron

con sorpresa que la eliminación de los metales se veía incrementada por la presencia de la zona sumergida junto con una fuente de carbono. Aunque este efecto no mejoró mucho el rendimiento en la eliminación de zinc y plomo (ya de por sí muy elevada, en torno al 95%), sí que se vio afectado notablemente el rendimiento en la eliminación del cobre. Los mejores resultados se obtuvieron para una altura de agua entre 45 y 60 mm. Los autores concluyeron que la zona sumergida es un método recomendable para la eliminación de los nitratos.

La creosota es un compuesto químico derivado del destilado de alquitranes procedentes de la combustión de carbones grasos (hulla). Está compuesta de hidrocarburos, fenoles y algunos componentes heterocíclicos. Se utilizaba como producto conservante de la madera y aunque en la CEE se prohibió su comercialización en el año 2003 debido a su potencial cancerígeno, las fugas y los depósitos de lodos alrededor de la madera tratada han contaminado considerablemente algunos acuíferos.

Rasmussen y Olsen (2004) realizaron un estudio para determinar el efecto de la vegetación en la eliminación de la creosota al filtrarlo en un suelo mezcla de tierra y arena. La vegetación utilizada fue el dácilo (*Dactylis glomerata*) y los estudios de toxicidad demostraron que esta planta no sufrió signos de toxicidad al exponerlo a la creosota.

El material compuesto de tierra y arena, sin ayuda de vegetación alguna, se mostró eficiente en la eliminación de creosota para tiempos de residencia largos. Al disminuir el tiempo de residencia (añadiendo agua diariamente) bajó la eficiencia. Sin embargo, la combinación del suelo con el dácilo mostró una alta eficiencia tanto en tiempos de residencia largos como cortos.

La hipótesis a que dieron lugar los resultados de este estudio apunta que las plantas pueden servir para mejorar la eliminación de contaminantes orgánicos solubles en agua en general.

Estudios realizados por Otto, S. et al (2008) demuestran que las franjas de filtro vegetal (VFS: vegetative filter strip) reducen la escorrentía de los herbicidas que se utilizan en el riego de cultivos agrícolas. Una vez más, se confirma la hipótesis de que los contaminantes orgánicos tienden a ser adsorbidos por la materia orgánica.

Entre los distintos métodos para evitar la formación de subproductos de desinfección derivados de la materia orgánica, es interesante el método de fraccionar la materia orgánica mediante la aplicación de unas resinas. Según Xue S. (2008) es posible eliminar las distintas fracciones producidas entre un 27 y un 36%. Aún hay mucho que avanzar en estos estudios de todas formas.

Según Sreekanth et al. (2009), los productos farmacéuticos aumentan la demanda bioquímica y química de oxígeno. Estudios anteriores ya habían demostrado que la coagulación, floculación y sedimentación no sirven para eliminar los subproductos farmacéuticos (denominados en inglés "Pharmaceutical and Personal Care Products"). No obstante, la oxidación con cloro y ozono, y la filtración con membranas y carbón activado parece que eliminan bien los antibióticos y otros productos farmacéuticos (Boyda 2003). Parece ser que de momento el tratamiento convencional no presenta mucha capacidad para eliminar este tipo de contaminante, habrá que dejar estos contaminantes en manos del postratamiento (aunque esto encarezca drásticamente el tratamiento).

Algunos elementos radiactivos se pueden eliminar mediante el uso de unas bacterias específicas, en las cuales quedan atrapados. Según un estudio realizado por Sufia et al (2008) el genero de bacterias *Pseudomonas* presenta la característica de "secuestrar" el thorio y el uranio. En otro estudio de Acharya et al. (2009) se revela que la cianobacteria unicelular *Synechococcus elongatus* presenta un alto potencial para eliminar uranio de entornos acuáticos naturales.

Se ha estudiado el comportamiento de una especie de la familia de plantas ceratofiláceas (*Ceratophyllum demersum* L.) al exponerlo a cantidades elevadas de cadmio. Según (Seema Mishra et al. (2009) esta planta se adapta a un nuevo equilibrio metabólico ante un "ataque" de cadmio para convativir su toxicidad, elevando su nivel de tioles y la actividad de algunas enzimas.

5.4.3 Postratamiento

La función principal del postratamiento reside en la desinfección del agua, es decir, la eliminación de microorganismos patógenos contenidos en el agua que no han sido eliminados en las fases anteriores del tratamiento. La desinfección puede llevarse a cabo por medios físicos o químicos.

Los medios químicos presentan una propiedad muy interesante, proporcionan un efecto desinfectante residual. Esto significa que se mantienen como agentes activos en el agua después de la desinfección para prevenir el crecimiento de los microorganismos en las tuberías que podría dar lugar a la recontaminación del agua.

Son muchos los aditivos que se pueden añadir al agua para eliminar los patógenos. Los más utilizados son los siguientes: El cloro y sus derivados (Dióxido de cloro, hipoclorito de sodio,...), los halógenos (bromo, yodo,...), metales (cobre, plata,...),

jabones y detergentes, sales de amonio, cloruro de bromo, peróxido de hidrógeno, ozono, etc.

El cloro y sus derivados son con diferencia los más utilizados de todos ellos, por su facilidad de manejo y porque son muy baratos.

Los procesos físicos más utilizados son los procesos de membrana (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa), la extracción con aire (air stripping), la luz ultravioleta, la radiación electrónica, los rayos gamma, el sonido y el calor.

5.4.3.1 Cloración

La cloración se suele llevar a cabo mediante cloro puro licuado (ya que en condiciones normales se encuentra en fase gaseosa), solución de hipoclorito de sodio (lejía) o mediante granulos de hipoclorito de calcio. El cloro, en cualesquiera de estos tres estados se disuelve en el agua para formar ácido hipocloroso (HOCl) e ión hipoclorito (OCI).

Se pueden utilizar diferentes técnicas de cloración: El procedimiento habitual consiste en aportar una dosis de cloro suficiente para poder oxidar todo el amoniaco y dejar todavía una parte de cloro en forma residual para evitar reinfecciones en el punto de distribución.

En el caso de que el aporte de bacterias sea muy variable o no haya un tiempo de detención suficiente en el tanque de desinfección para asegurar una buena desinfección, se puede aportar una dosis muy elevada de cloro que actúe rápidamente y luego eliminar el cloro residual (New South Wales 2006).

En aguas de una calidad superior se puede aportar una dosis de cloro marginal, lo justo para evitar la reinfección en el sistema de distribución.

La cloración se utiliza sobre todo para desinfección a nivel microbiológico, pero también actúa como oxidante y puede colaborar en la eliminación de ciertos elementos químicos como pesticidas y elementos disueltos convirtiéndolos en elementos insolubles y, por lo tanto, eliminables por filtración.

El inconveniente de este sistema de desinfección proviene de su tendencia a reaccionar con la materia orgánica que encuentra a su paso, produciendo

Trihalometanos y otros productos halogenados derivados de la desinfección (WHO 2006).

5.4.3.2 Ozonización

El ozono es un potente oxidante y presenta varias utilidades en el tratamiento de aguas, incluyendo la oxidación de materia orgánica. El tiempo de aplicación necesario para que actúe está comprendido entre 10 y 20 minutos aproximadamente, pasado este tiempo su concentración puede pasar de 2-5 mg/l a 0,5 mg/l.

El ozono reacciona con la materia orgánica aumentando su biodegradabilidad, que se puede medir como Carbono Orgánico Asimilable. Para evitar un crecimiento de bacterias no deseado, posteriormente a la ozonización se procede a una filtración con Carbón Granular Activado (Granular Activated Carbon). De todos modos, el ozono no nos proporciona una dosis residual que pueda actuar posteriormente, por lo que se hace necesaria una cloración marginal como último paso.

Según New South Wales (2006) la ozonización también genera subproductos derivados de desinfección si se mezcla con materia orgánica.

5.4.3.3 Radiación UV

La radiación ultravioleta presenta propiedades biocidas en longitudes de onda que oscilan entre 180 y 320 nm. Puede eliminar protozoos, bacterias, hongos, virus, fungi y algas. La turbidez puede disminuir el efecto de la radiación hasta eliminarlo.

En conjunción con el ozono, la radiación ultravioleta puede actuar como un potente catalizador en reacciones de oxidación.

5.4.3.4 Extracción con aire

La aireación se puede utilizar para oxigenar el agua en su fase final. Con esta oxigenación se consigue oxidar y precipitar algunos elementos como el hierro y el manganeso (WHO 2006). Este tipo de aireación se puede realizar en cascada (con una pérdida de agua de 1 a 3 metros para una carga de 10-30 m³/m²) o introduciendo aire comprimido desde unos tubos sumergidos en el agua).

Otra función de la aireación en su fase final es la eliminación de sustancias orgánicas volátiles, elementos causantes de olores y sabores desagradables y gas radón. En este caso la masa a movilizar puede ser grande, por lo que se necesita mayor contacto entre el aire y el agua. Para esto se recurre técnicas de extracción con aire más elaboradas (aireación en cascada en torres especialmente diseñadas para tal fin). Cuanta más volatilidad presente la materia a eliminar, más fácil será su eliminación.

5.4.3.5 Procesos de membrana

Los procesos de membrana se basan todos en un mismo principio: la ósmosis. Según este principio cuando una solución está dividida por una membrana semipermeable (una membrana con poros de tamaño micrométrico) la solución de menor concentración es la que presenta una tendencia a pasar al otro lado de la membrana, donde la solución está más concentrada, hasta igualar la presión osmótica de las dos soluciones.

Este proceso es espontáneo, es decir, no requiere ningún gasto de energía. Nosotros podemos (con un aporte de energía que nos proporcione presión en la solución de mayor concentración) invertir este flujo para obtener un agua con menor concentración de sales, patógenos, etc. Es decir, un agua más pura.

El inconveniente de éste tipo de método es que no aporta ninguna desinfección residual, por lo que WHO (2006) recomienda la cloración (aunque sea marginal) para evitar reinfecciones en la red de distribución.

Los distintos procesos que veremos a continuación solo se diferencian en tamaños de poro y presiones a las que trabajan, siendo por lo tanto, más o menos idóneos para eliminar distintos tipos de contaminación.

a) Microfiltración:

La microfiltración es una extensión directa de la filtración convencional al rango submicrométrico. La membrana de microfiltración presenta unos poros entre 0,01 y 12 μm y, aunque no llega a separar las moléculas, es capaz de retener materia en suspensión y materia coloidal bajo presiones de 1-2 bares.

b) Ultrafiltración:

La ultrafiltración, aunque es un método que funciona a bajas presiones (inferiores a 5 bares generalmente) empieza a parecerse a la ósmosis inversa en su modo de funcionamiento. El tamaño de sus poros varía de 0,002 a 0,03 μm . Esta membrana retiene moléculas orgánicas cuya masa molecular está por encima de 800.

c) Nanofiltración:

La nanofiltración es un proceso a medio camino entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa, su tamaño de poro oscila entre 0,001 y 0,01 μm y funciona a presiones menores de 7 bares generalmente (es un proceso que se lleva a cabo a altas presiones). Algunos iones monovalentes como el sodio o el potasio pueden pasar pero retiene una alta proporción de iones divalentes como el calcio y el magnesio (responsables de la dureza del agua) y todas las moléculas orgánicas de masa molecular superior a 200. Este método es efectivo para eliminar materia orgánica y color del agua.

d) Ósmosis inversa:

El tamaño de los poros de las membranas que se utilizan en la ósmosis inversa suele ser menor de 0,002 μm , y suele operar a presiones de entre 15 y 50 bares. Este procedimiento llega a retener moléculas orgánicas e iones monovalentes cuya masa molecular es superior a 50, por lo que puede filtrar hasta el agua salobre y salada.

5.4.3.6 Adsorción mediante carbón activado

El carbón activado es un material poroso con mucha superficie de adsorción (500-1500 m^2/g) y una gran afinidad por la materia orgánica. Se puede utilizar en forma granulada (GAC, Granular Activated Carbon) o en forma particulada (PAC, Particulate Activated Carbon), dependiendo del tipo de uso (intermitente o no) y de la dosis requerida.

Según WHO (2006) se suele utilizar para eliminar pesticidas y demás materia orgánica, componentes que proporcionan sabores y olores desagradables, cyanobacterias y el Carbono Orgánico Total.

El Carbón Activado Granulado se suele utilizar después de la ozonización y antes de la desinfección final y su función principal es la eliminación de sabores y olores desagradables.

CAPÍTULO 6 CONCLUSIONES

La recarga de agua de tormenta es especial porque presenta unas particularidades propias. El hecho de que se reciban grandes cantidades de agua en un intervalo de tiempo corto exige grandes instalaciones destinadas a la detención del agua antes de su introducción al suelo. Esto es así porque el suelo (y en mayor medida los pozos) no tiene tanta transmisividad como se requeriría y porque la gran cantidad de materia en suspensión que acarrea esta agua produciría colmatación e imposibilitaría la recarga (una vez más se ve más limitada la recarga en profundidad), por este motivo la instalación destinada a almacenar el agua antes de su introducción al acuífero se utiliza también como tanque de sedimentación.

El efecto de la colmatación no se puede eliminar totalmente, a lo sumo se puede retrasar un tiempo, pero siempre vamos a tener que acometer labores de mantenimiento a este respecto. La materia en suspensión es la principal responsable de la colmatación (que es la que vamos a tener que quitar en las labores de mantenimiento). Pero al igual que la materia en suspensión, se deberá tener en consideración el peligro de la colmatación biológica, con la proliferación incontrolada de algas como principal exponente. Éstas, aunque también presentan cualidades beneficiosas para la recarga (pueden favorecer la oxigenación del agua y colaborar en la reducción de nutrientes) hay que controlarlas. Entre las opciones más interesantes para controlar las algas se encuentran el control de lámina de agua y la operación intermitente de las balsas.

Varios autores coinciden en la altura de lámina idónea para la recarga de agua de tormenta, que se encuentra entre 45 y 60 centímetros. Mediante la operación intermitente de las balsas se consigue variar las condiciones del suelo cada cierto tiempo, evitando así el efecto de la colmatación y aumentando las cantidades de oxígeno cerca de la superficie.

El volumen de agua que deben albergar las instalaciones es uno de los factores principales a tener en cuenta, esto depende en gran medida de la orografía del lugar donde se vayan a construir dichas instalaciones. El lugar donde se ubique la instalación depende en gran medida de la fuente de escorrentía, mejor cuanto más cerca.

Existen varios tipos de sistemas de tratamiento de agua de tormenta, y casi tantas clasificaciones como investigadores del tema. Nos hemos decantado por presentar la clasificación de Maryland Department of Environment (2000) por ser la más precisa y estandarizada de todas. Según esta clasificación los distintos sistemas se dividen en 5 principales grupos, con distintas variantes dentro de cada grupo dependiendo de las magnitudes y pequeños cambios de diseño.

Los humedales son el mejor sistema de filtración en general, por los procesos que tienen lugar en ellos son los más indicados para eliminar los principales contaminantes del agua.

Los estanques presentan un comportamiento parecido pero tienen un área de drenaje menor que los pantanos, lo que los hace menos eficaces.

Los sistemas de infiltración capturan y almacenan temporalmente el agua mientras le permiten infiltrarse. Estos sistemas presentan un rendimiento irregular, con muchas variaciones dependiendo de la variante elegida. Las cuencas de infiltración constituyen uno de los mejores sistemas de tratamiento, mientras que las franjas de infiltración presentan un comportamiento regular.

Los sistemas de filtración conducen el agua a un lecho de arena, materia orgánica, tierra u otro medio que ejerce de filtro. Estos sistemas no poseen una alta capacidad de eliminación de contaminantes por su reducido tamaño.

Los sistemas de canal abierto suelen estar cubiertos de vegetación y pueden ser tanto secos como húmedos. Estos sistemas son los que presentan el comportamiento más irregular para los distintos tipos de contaminantes.

En cuanto al comportamiento de los distintos sistemas de tratamiento en lo que se refiere a cada contaminante en particular, podemos resumirlo de la siguiente manera:

En general los sólidos en suspensión se eliminan muy bien en la mayoría de tipos de tratamiento, con unos rendimientos que oscilan entre un 60 y un 85%. Los filtros de arena, sistemas de canal abierto, sistemas de infiltración y marismas superficiales dan los mejores resultados (por encima del 80%). Les siguen los sistemas de estanques y pantanos. Las cunetas son las que más variaciones presentan además de un rendimiento bajo (31%). La eliminación de los sólidos en suspensión se relaciona con la tasa de flujo, densidad de la hierba, tamaño y densidad de las partículas.

Los resultados en la eliminación de fosfatos son variables, la mayoría de los sistemas de tratamiento presentan una eliminación de entre un 30 y un 60%, tanto para el fósforo total como para la parte soluble de éste. Los humedales de grava sumergidos (submerged gravel wetlands: pantanos donde las gravas cumplen la función de mantener las plantas y cuyas raíces retienen los contaminantes) son muy buenos en la eliminación del fósforo total pero su eficacia baja considerablemente en la fase disuelta. Los "Pocket pond" (balsas con cuenca vertiente pequeña, pero ligadas a una superficie freática para mantenerse siempre húmedas) resultan ser el sistema más eficaz en la eliminación del fósforo con una capacidad del 78%. Los pantanos, cunetas y sistemas de canal abierto

presentan un comportamiento muy variable. Se puede mejorar el rendimiento en la eliminación añadiendo carbono orgánico.

Las cáscaras de cangrejo utilizados como absorbente dan buenos resultados en la eliminación de fosfatos, hay que tener cuidado con el tamaño de los trozos, la temperatura, el pH y la concentración de fosfatos con que estamos tratando.

El ácido acético y los lodos activados parecen aumentar la eficacia en la eliminación de los fosfatos y también de los nitratos.

El rendimiento en la eliminación de los nitratos es muy variable. Mientras que el nitrógeno total se elimina tan sólo entre un 15 y un 30%, hay grandes variaciones entre distintos sistemas de filtración en la eliminación del nitrógeno soluble (nitratos). Según el comportamiento se pueden diferenciar dos grupos: los que retienen los nitratos incluyen a los sistemas de filtración y a los estanques secos. En estos sistemas el nitrógeno orgánico se convierte en nitratos pero luego no existe el medio apropiado para que se produzca la desnitrificación, por lo que aparte de no disminuir puede incluso aumentar la concentración de nitratos. Los estanques húmedos, estanques extendidos húmedos y marismas superficiales tienen una capacidad moderada de filtración de nitratos. Además, las algas y demás plantas que crecen en estos sistemas se alimentan de nitratos para convertirlos en nitrógeno orgánico, por lo cual la concentración de nitratos disminuye.

La construcción de una zona sumergida junto con una fuente de carbono optimiza la depuración de los nitratos y de los metales.

En la eliminación de metales influyen considerablemente tanto el tipo de metal como el sistema de tratamiento. La mayoría de los sistemas de tratamiento (excluyendo los canales abiertos y los estanques de detención expandidos) ofrecen un rendimiento superior al 50% en la eliminación del zinc, llegando incluso hasta un 80%. El rendimiento en la eliminación del cobre oscila entre un 40 y un 60%. Los mejores rendimientos se aprecian en sistemas de canal abierto, estanques húmedos y sistemas de filtro.

La capacidad de los sistemas de tratamiento para eliminar el carbono orgánico o materia consumidora de oxígeno es modesta, con unos valores entre un 20 y un 40% aproximadamente, excepto para los sistemas de canal abierto que muestran una capacidad bastante superior.

La creosota se elimina bien filtrándolo en un suelo mezcla de tierra y arena si el tiempo de residencia es suficientemente largo. Si disminuimos el tiempo de residencia el suelo sólo no es capaz de mantener una buena filtración pero si plantamos el dátilo

el rendimiento mejora. Esta planta no sufre signos de toxicidad al exponerlo a la creosota.

Las franjas de filtro vegetal reducen la escorrentía de herbicidas de cultivos agrícolas. Parece ser que el uso de plantas es bueno para la eliminación de materia orgánica en general.

La mayoría de los sistemas de tratamiento eliminan bien los hidrocarburos provenientes del petróleo. Los sistemas de filtro, estanque y pantanos presentan una mediana de eliminación de entre un 80 y un 90%, mientras que los sistemas de canal abierto los eliminan en un 62%. En general, la capacidad de eliminar los hidrocarburos se ve en relación estrecha con la capacidad de eliminar los sólidos en suspensión.

En lo referente a la eliminación de bacterias el comportamiento de estos sistemas no es muy bueno, presentando el peor comportamiento los sistemas de canal abierto y las cunetas. Las aguas provenientes de estos sistemas no cumplen con la normativa para consumo humano en este aspecto, eso no significa que no sirvan para otros usos como el agrícola, para fuentes ornamentales, etc. En todo caso, la eliminación de microorganismos no es crítica para los sistemas de recarga artificial, ya que quedarán retenidos por el subsuelo.

Los productos farmacéuticos se pueden eliminar en el postratamiento mediante varios sistemas (sistemas de membrana, cloro, carbón activado,...). Se aumenta considerablemente el coste del tratamiento.

Algunos estudios recientes apuntan que los subproductos de desinfección se podrían eliminar mediante el uso de unas resinas especiales, todavía está en estudio.

Los elementos radiactivos necesitan mucho tiempo para desintegrarse, por lo que los sistemas que hemos visto no son adecuados para su eliminación. Algunos elementos radiactivos se pueden eliminar mediante el uso de unas bacterias específicas, en las cuales quedan atrapados.

Una vez llegados a este punto, podemos utilizar esta agua para los fines cuyos requisitos de pureza cumple (usos agrícolas, industriales, limpieza de calles,...) o lo introducimos al acuífero. Una vez en el acuífero, seguirá su curso en la zona no saturada y luego en la saturada hasta salir otra vez a la superficie (caso de los manantiales o ríos) o hasta que lo extraigamos. Durante ese curso seguirá filtrándose mediante los distintos procesos que tendrán lugar en ella por motivo de las distintos estados de redox, pH, composición mineral,... con que se va a encontrar.

Si hemos visto que las bacterias no se han eliminado bien por ningún sistema de tratamiento no tenemos por qué preocuparnos, pues no pasarán de los primeros decímetros de tierra.

Al extraer el agua para su utilización el postratamiento más elemental (y barato) que hay que dar al agua es la adición de cloro. La tendencia internacional es a eliminarlo, ya que las aguas subterráneas no transportan los microorganismos patógenos. Sin embargo, es obligatorio en el estado español y debe considerarse buena práctica si la red de distribución no está perfectamente protegida. Si queremos eliminar otros contaminantes (como los productos farmacéuticos) tendremos que pensar en otros métodos de postratamiento que nos pueden encarecer bastante el coste global, ya que su eliminación en las aguas subterráneas aún no está demostrada.

CAPÍTULO 7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, C., Joseph, D. Apte, S.K., 2009. Uranium sequestration by a marine cyanobacterium, *Synechococcus elongatus* strain BDU/75042. *Bioresource Technology* 100, pp. 2176-2181.
- Asano T., Cotruvo, J.A., 2004. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research* 38, 1941-1951.
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T., 2006. Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187, 89-101.
- Borin, M., Vianello, M., Morari, F., Zanin, G., 2005. Agriculture, Ecosystems and Environment 105, pp. 101-114.
- Bouwer H. 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10, 121-142.
- Boyda, G.R., Reemtsma, H., Grimmb, D.A., Mitrac, S., 2003. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment* 311 pp. 135-149.
- Custodio, E. 1986. Recarga artificial de acuíferos. *Boletín de Informaciones y Estudios, Servicio Geológico*, nº 45. MOPU.
- Deletic, A., Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment-a field and modelling study. *Journal of Hydrology* 317, 261-175.
- Dong Jin Jeon, Sung Ho Jeom, 2009. Recycling wasted biomaterial, crab shells, as an adsorbent for the removal of high concentration of phosphate. *Bioresouce Technology* 100, 2646-2649.
- Dosskey, M.G., 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental management* Vol. 28, No. 5, pp. 577-598.
- Esen, I.I., Puskas, K., Banat, I.M., Al-Dahert, R., 1991. Algae removal by sand filtration and reuse of filter material. *Waste Management*, Vol. 11, pp. 59-65.

- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 91, issues 1-2, pp. 26-42.
- Fernandez Sanchez, J.A., 1998 . Incidencia de la sobreexplotación y salinización de los acuíferos en el abastecimiento de poblaciones. http://aguas.igme.es/igme/publica/libros2_TH/art1/pdf/fernandez.pdf
- Godecke-Tobias, B., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009. Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters. *Ecological Engineering*, Article in Press, Corrected Proof. Pendiente de corrección.
- Huisman, L., Wood, W.E., 1974. *Slow Sand Filtration*. World Health Organization.
- Maryland Department of Environment (2000). 2000 Maryland stormwater design manual. Volumes I & II. <http://www.mde.state.md.us>
- Melbourne Water, 2005. *WSUD engineering procedures: stormwater*. Melbourne.
- New South Wales (2006). *Managing urban stormwater: harvesting and reuse*. Department of Environment and Conservation.
- Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G., Di Guardo, A., 2008. Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71, pp. 74–82
- Rasmussen, G., Olsen, R.A., 2004. Sorption and biological removal of creosote-contaminants from groundwater in soil/sand vegetated with orchard grass (*Dactylis glomerata*). *Advances in Environmental Research* 8, pp. 313-327.
- Real Academia de la lengua española. *Diccionario de la lengua española - Vigésima segunda edición (edición electrónica)*.
- Seema Mishra, R.D. Tripathi, Sudhakar Srivastava, Sanjay Dwivedi, Prabodh Kumar Trivedi, O.P. Dhankher, A. Khare, 2009. Thiol metabolism play significant role during cadmium detoxification by *Ceratophyllum demersum* L. *Bioresource Technology* 100, pp 2155-2161.
- Scholes, L., Dm Michael Revitt, J. Bryan Ellis, 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management* 88, pp. 467–478.

- Sreekanth, D., Sivaramakrishna, D., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y., 2009. Bioresource Technology 100 pp. 2534-2539.

- Sufia K. Kazy, Douza, S.F., Pinaki Sar, 2009. Uranium and thorium sequestration by a *Pseudomonas* sp.: Mechanism and chemical. Journal of Hazardous Materials 163, pp. 65-72.

- US Environmental Protection Agency. Total Fixed, and Volatile Solids in Water, Solids, and Biosoilds, EPA/821/R-01/015, Washington DC, 2001

- US Environmental Protection Agency. Guidelines for water reuse, EPA/625/R-04/108, Washington DC, 2004.

- US Environmental Protection Agency. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual, EPA/822/B-08/001, Washington DC, 2008

- WHO (2006). Guidelines for drinking-water quality (electronic resource): incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. 3rd ed.

- Winer, R., 2000. National Pollutant Removal Performance Database for Stormwater Treatment Practices, second ed. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD, USA.

- Xiong Zheng, Juan Tong, Hongjing Li, Yinguang Chen, 2008. The investigation of effect of organic carbon sources addition in anaerobic–aerobic (low dissolved oxygen) sequencing batch reactor for nutrients removal from wastewaters. Bioresource Technology 100, 2515-2520.

- Xue, S., Zhao, Q.L., Wei, L.L., Wang, L.N., 2008. Reduction of dissolved organic matter and trihalometane formation potential during laboratory-scale soil-aquifer treatment. Water and Environmental Journal 22, 148-154.

- <http://www.epa.gov>

- <http://www.wikipedia.org> (ediciones castellana y anglosajona)

- <http://www.lenntech.com>

ANEJO I PROCESOS DE DEPURACIÓN

- Filtración: Aunque por extensión el vocablo filtración abarca todo el proceso de depuración del agua, estrictamente hablando la filtración, o cribado, es una técnica en la cual se hace pasar una mezcla de sólidos y fluidos a través de un medio poroso, donde se retiene la mayor parte de los componentes sólidos de la mezcla debido al mayor tamaño de éstos.

La filtración presenta un alto potencial para eliminar los sólidos en suspensión, los fosfatos y algunos patógenos como los coliformes fecales pero su capacidad se ve muy reducida a la hora de eliminar los nitratos.

- Sedimentación: La sedimentación es el proceso por el cual el material sólido, transportado por una corriente de agua, se deposita en las zonas de velocidad baja. Toda corriente de agua tiene una capacidad de transportar material sólido en suspensión, en función de la velocidad del agua y del tamaño de las partículas. Si uno de los dos varía puede hacer que el material transportado se sedimente; o por el contrario, que el material existente en el fondo o márgenes del cauce sea erosionado.

La sedimentación de sólidos en líquidos está gobernada por la ley de Stokes, que indica que las partículas sedimentan más fácilmente cuanto mayor es su diámetro, su peso específico comparado con el del líquido, y cuanto menor es la viscosidad del líquido. Por ello, cuando se quiere favorecer la sedimentación se trata de aumentar el diámetro de las partículas, haciendo que se agreguen unas a otras, proceso denominado coagulación-floculación.

La coagulación es la desestabilización de las partículas coloidales causadas por la adición de un reactivo químico llamado coagulante (generalmente sales de aluminio o de hierro), el cual, neutralizando sus cargas electrostáticas, hace que las partículas tiendan a unirse entre sí.

La floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas en microfloculos y después en los floculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo. Los floculos atrapan físicamente, y también por adsorción y por neutralización de cargas los contaminantes disueltos y suspendidos.

Los factores que pueden promover la coagulación-floculación son el gradiente de la velocidad, el tiempo, una adecuada dosis de coagulante y el pH. El tiempo y el gradiente de velocidad son importantes al aumentar la probabilidad de que las partículas

se unan y aportar más tiempo para que las partículas descendan, por efecto de la gravedad, y así se acumulen en el fondo. Por otra parte el pH es un factor predominante en acción desestabilizadora de las sustancias coagulantes y floculantes.

Con este método podemos aspirar a eliminar los sólidos en suspensión y en general partículas coloidales de menos de 1 micra (metales pesados y algunos elementos orgánicos de baja solubilidad (WHO 2006), pero las sustancias disueltas (de varios nanómetros) seguirán su curso.

- Absorción: Absorción es la operación unitaria que consiste en la separación de uno o más componentes de una mezcla gaseosa con la ayuda de un solvente líquido con el cual forma solución (un soluto A, o varios solutos, se absorben de la fase gaseosa y pasan a la líquida). Este proceso implica una difusión molecular turbulenta o una transferencia de masa del soluto A a través del gas B, que no se difunde y está en reposo, hacia un líquido C, también en reposo. Un ejemplo es la absorción de amoníaco A del aire B por medio de agua líquida C. Al proceso inverso de la absorción se le llama empobrecimiento o desorción.

- Adsorción: La adsorción es un proceso por el cual átomos, iones o moléculas son atrapadas o retenidas en la superficie de un material, en contraposición a la absorción, que es un fenómeno de volumen. Depende en una pequeña medida de la tasa de flujo. Más adelante (al exponer los procesos que toman parte en el filtro lento de arena) veremos qué fuerzas son las que generan este proceso. Los filtros de carbono activo se utilizan en la fase final de desinfección para eliminar componentes orgánicos (pesticidas,...), patógenos (cyanobacterias), Carbono Orgánico Total y olores y sabores desagradables debido a la gran superficie de adsorción que presenta este elemento. La adsorción también juega un papel importante en la eliminación de fosfatos (WHO, 2006).

- Cambio iónico: El intercambio iónico es un proceso en el cual se da un intercambio de iones entre una fase acuosa y una fase sólida. Este proceso se puede forzar artificialmente en unas presiones determinadas y mediante unas resinas especiales, aunque también se produce espontáneamente en el terreno (WHO 2006).

El intercambio catiónico se utiliza para ablandar el agua reemplazando los iones de calcio y magnesio por los iones de sodio. También se puede utilizar para retrasar la contaminación por metales pesados.

El intercambio aniónico se utiliza para eliminar contaminantes como el nitrato, sustituyéndolo por cloruros. También se puede utilizar para eliminar selenio y arsénico.

- Precipitación de sustancias: Un precipitado es el sólido que se produce en una disolución por efecto de una reacción química o bioquímica. A este proceso se le llama

precipitación. Dicha precipitación puede ocurrir cuando una sustancia insoluble se forma en la disolución debido a una reacción química o a que la disolución ha sido sobresaturada por algún compuesto, esto es, que no acepta más soluto y que al no poder ser disuelto, dicho soluto forma el precipitado. La precipitación puede generarse por mezcla de aguas distintas.

El efecto de la precipitación es muy útil en muchas aplicaciones, en las que una reacción química produce sólidos que después puedan ser recogidos por diversos métodos, como la filtración, la decantación o por un proceso de centrifugado.

- Coprecipitación de metales pesados: Es la precipitación de metales traza acompañando a otros minerales (p.ej., el arsénico suele co-precipitar con el hierro).

- Volatilización: La volatilización es la transformación en vapor de una sustancia

- Fotólisis: La fotólisis es la descomposición de una sustancia por acción de la luz.

- Hidrólisis: La hidrólisis es una reacción química del agua con una sustancia. Entre las sustancias que pueden sufrir esta reacción se encuentran numerosas sales, que al ser disueltas en agua, sus iones constituyentes se combinan con los iones hidronio u oxonio, H_3O^+ o bien con los iones hidroxilo, OH^- , o ambos. Dichos iones proceden de la disociación o autoprotólisis del agua. Esto produce un desplazamiento del equilibrio de disociación del agua y como consecuencia se modifica el valor del pH.

Las sales de los ácidos débiles o bases débiles se hidrolizan por acción del agua, dependiendo, el grado de la reacción, de la debilidad del ácido o la base. Es decir, cuanto más débil sea el ácido o la base, mayor es la hidrólisis.

- Descomposición microbológica: La descomposición microbológica, también llamada biodegradación, es el empleo de ciertas sustancias químicas por los microorganismos para producir energía (por respiración celular) y crear otras sustancias como aminoácidos, nuevos tejidos y nuevos organismos (formas más simples de materia). Esta descomposición depende estrechamente del tiempo y de la temperatura y puede ser aerobia (en presencia de oxígeno) o anaerobia (en ausencia de ella) (www.wikipedia.org).

La descomposición aerobia es más rápida (la descomposición anaerobia es más efectiva en el sentido de degradar más sustancias, aunque sea más lenta, pero también puede generar sustancias no deseables, olores,...), pero para esto tiene que haber suficiente oxígeno en el agua. Para lograr esto se puede sobreoxigenar el agua antes de su introducción al filtro.

La biodegradación puede emplearse en la eliminación de ciertos contaminantes como los desechos orgánicos urbanos, hidrocarburos, etc. No obstante en vertidos que presenten materia biodegradable estos tratamientos pueden no ser efectivos si nos encontramos con otras sustancias como metales pesados, o si el medio tiene un pH extremo. En estos casos se hace necesario un tratamiento previo que deje el vertido en unas condiciones en la que las bacterias puedan realizar su función a una velocidad aceptable.

- Desintegración de sustancias radioactivas: La radioactividad es un fenómeno físico natural, por el cual algunos cuerpos o elementos químicos llamados radiactivos, emiten radiaciones.

La radiactividad es una propiedad de los isótopos "inestables". Es decir que se mantienen en un estado excitado en sus capas electrónicas o nucleares, con lo que para alcanzar su estado fundamental deben perder energía. Lo hacen en emisiones electromagnéticas o en emisiones de partículas con una determinada energía cinética. Esto se produce variando la energía de sus electrones (emitiendo rayos X), sus nucleones (rayo gamma) o variando el isótopo (al emitir desde el núcleo electrones, positrones, neutrones, protones o partículas más pesadas), y en varios pasos sucesivos, con lo que un isótopo pesado puede terminar convirtiéndose en uno mucho más ligero, como el Uranio que con el transcurrir de los siglos acaba convirtiéndose en plomo.

La desintegración de sustancias radioactivas depende sobre todo del tiempo de permanencia del material en el suelo, que es tanto mayor cuanto mayor el recorrido y mayores los fenómenos que disminuyen su velocidad real de movimiento (adsorción, cambio iónico) (Custodio 1986).

- Desinfección: Es la eliminación de los patógenos que resulta imprescindible en la distribución de agua potable. Se utiliza la desinfección residual para aportar una protección contra contaminaciones de bajo nivel y posibles crecimientos de patógenos en el sistema de distribución del agua.

La eficacia de la desinfección depende de los métodos utilizados (físicos o químicos), de la turbidez del agua, de la existencia de flóculos (que protegen a los patógenos frente a los desinfectantes), del tipo de patógeno a eliminar (se eliminan muy bien las bacterias; mientras que algunos protozoos y virus presentan más resistencia). La protección también es muy importante una vez desinfectada el agua, ya que es muy fácil que los patógenos vuelvan a penetrar en ella.

El uso de desinfectantes químicos tales como el cloro puede producir subproductos de desinfección (en inglés Disinfection byproducts, DBP). Aunque estos

subproductos acarrear un peligro, según WHO (2006) este hecho no debería comprometer la desinfección.

- Filtro lento de arena: Aunque no se trate de un mecanismo simple de filtración (es más bien una suma de distintos procesos de filtración simples que actúan sinérgicamente entre ellos) consideramos imprescindible entender a fondo todo el proceso que conlleva este mecanismo porque, al fin y al cabo, un acuífero no es más que un gran filtro lento de arena. Y aquí es donde se dan cita todos los procesos que acabamos de exponer (Huisman y Wood 1974).

FILTRO LENTO DE ARENA

Un filtro lento de arena es esencialmente una capa porosa (generalmente de arena) con una capa de agua de altura constante por encima y un sistema de drenaje por debajo, cuyo funcionamiento se regula mediante un sistema de válvulas. La capa de agua es la que proporciona la presión necesaria (debido a la acción gravitatoria) para obtener la tasa de flujo deseada, y el lecho de arena es el filtro propiamente dicho.

La gran ventaja del filtro lento de arena (por lo que también se conoce como filtro biológico) es la filtración que se da en una fina capa viscosa de origen orgánico que se forma encima del lecho de arena, conocida como *schmutzdecke* o piel de filtro. Esta capa consiste en unas algas filiformes y otras formas de vida, como pueden ser plancton, diatomeas, protozoos, rotíferos y bacterias; y es la responsable de las descomposiciones de materia orgánica y de la oxidación de nutrientes como el nitrógeno, formando sales inorgánicas simples, y de la eliminación de bacterias.

Vamos a ver ahora que procesos toman parte (y como evolucionan) en la filtración biológica:

En su paso por el filtro las partículas de impurezas que se quedan atrapados entre granos de arena pueden ser de material inerte, en cuyo caso ahí se quedan hasta limpiar el filtro, o pueden ser degradables química o biológicamente, en cuyo caso se convierten en formas más simples y pueden ser arrastrados en disolución o quedar atrapados junto con la materia inerte. Los procesos que interactuando entre ellos son los responsables del destino de esta materia se pueden agrupar en tres grupos: Los mecanismos de transporte, los mecanismos de adhesión y los mecanismos de purificación.

Mecanismos de transporte

Los principales procesos por los cuales las partículas se ponen en contacto con los granos de arena son:

- Cribado: Como ya hemos explicado más arriba, es el proceso más obvio de intercepción y retención de partículas demasiado grandes como para pasar por los intersticios entre los granos de arena. Este proceso es independiente de la tasa de flujo y tiene lugar mayoritariamente en la superficie del filtro. Los intersticios entre unos granos de tamaño uniforme son lo suficientemente pequeños como para retener partículas del tamaño de 1/7 parte del diámetro de los granos. Por lo que, para un tamaño de arena de 150 μm , el menor intersticio es algo mayor de 20 μm , y las partículas coloidales (diámetros de 1 μm o menos) y bacterias (longitudes de hasta 15 μm) pueden seguir avanzando. Este avance puede verse truncado debido a que en su movimiento caótico dentro del fluido las partículas pueden chocar entre sí generando partículas más grandes, e incluso algunas partículas pueden quedar retenidas en un poro cuyo tamaño se ha visto reducido al quedar atrapada una partícula.

- Sedimentación: La sedimentación en un lecho de arena es similar a la sedimentación en un tanque de sedimentación, con la particularidad de que en este caso tenemos infinitos tanques de sedimentación infinitesimales, uno por cada superficie de grano más o menos horizontal. Este área de deposición alcanza fácilmente los 1000 m^2 para un volumen de 1 m^3 de arena, con lo que deducimos a partir de la Ley de Stokes (para unos valores de porosidad, diámetro,... genéricos según (Huisman y Wood 1974) que las partículas mayores de 1 μm pueden llegar a sedimentar en el filtro, pero no serán eliminadas las partículas coloidales menores de 1 μm .

- Fuerzas centrífugas y de inercia: Las partículas de mayor densidad que el agua pueden desviarse de las líneas de flujo por efecto de éstas fuerzas en el transcurso caótico entre granos de arena, encontrándose con la superficie de un grano.

- Difusión (Movimiento Browniano): Este proceso genera un movimiento aleatorio en las partículas en suspensión que puede llegar a poner en contacto éstas partículas con los granos de arena. De todos modos, aunque no depende de la tasa de filtración, ni tampoco de la profundidad ni siquiera del movimiento del agua, este proceso tiene un efecto despreciable sobre la filtración si lo comparamos con los métodos anteriores.

- Fuerzas de Van der Waals: Aunque éstas fuerzas son muy débiles (además de que disminuyen con la sexta potencia de la distancia) pueden conceder una ayuda

suplementaria a las fuerzas centrífugas y de inercia en las proximidades de la superficie del grano.

- Fuerza electrostáticas (Fuerzas de Coulomb): Aunque la función principal de éstas fuerzas es retener la partícula una vez efectuado el contacto de ésta con el grano de arena (por eso las veremos con cierto detalle más adelante), también contribuyen al mecanismo de transporte global antes de que dicho contacto se efectúe.

Mecanismos de adhesión

Los principales procesos que mantienen en contacto una partícula con el grano de arena son la atracción electrostática, las fuerzas de Van der Waals y la adhesión. La combinación de éstas tres fuerzas se conoce con el nombre de adsorción.

- Atracción electrostática: La atracción entre dos cargas eléctricas opuestas es inversamente proporcional al cuadrado de la distancia. Al igual que las fuerzas de Van der Waals, estas fuerzas constituyen una fuerza suplementaria a otros mecanismos en los casos en los que las partículas con carga opuesta a la de la arena se encuentren cerca del grano de arena. Evidentemente, una partícula con la misma carga que el grano de arena se verá repelida por esta y seguirá su curso hasta encontrarse con un grano de carga opuesta.

Los cristales de cuarzo de la arena son de naturaleza negativa, por lo que atraen partículas de carga positiva, como pueden ser los carbonatos, hidróxidos de aluminio y hierro, cationes de hierro, manganeso, aluminio y otros metales. Las partículas coloidales de origen orgánico, incluyendo las bacterias, son de carga negativa y por lo tanto serán repelidas; ésta es una de las razones por las que no son retenidas éstas sustancias cuando el lecho de arena es nuevo. De todos modos, a la vez que el filtro va madurando, se van adheriendo partículas de carga positiva en los granos de arena y van cambiando la polaridad del grano hasta volverla positiva; a partir de ese momento se invierte la carga y el grano atraerá partículas de carga negativa, como materia coloidal de origen vegetal y animal o aniones hasta una nueva inversión de la carga.

- Fuerzas de Van der Waals: Aunque el efecto de éstas fuerzas es mínima en el transporte, una vez efectuado el contacto la acción de éstas fuerzas es mucho mayor ya que las distancias entre los centros de gravedad son mucho menores.

- Adhesión: Durante el periodo de maduración se depositan partículas de origen orgánico en la superficie del filtro. Éstos depósitos pronto se convierten en cultivo de bacterias y otros microorganismos que producen un viscoso material llamado Zoogloea.

La zoogloea, que consiste en bacterias activas, sus desechos y células muertas, con materia orgánica asimilada en parte; forma una película gelatinosa en la superficie de los granos de arena y del schmutzdecke, en la cual tienden a adherirse partículas del agua bruta al ponerse en contacto mediante modos de transporte citados anteriormente. La parte orgánica de éstas partículas es asimilada para convertirse en parte de la película de zoogloea, mientras que la materia inerte es simplemente retenida.

Mecanismos de purificación

Los distintos mecanismos por los cuales las impurezas atrapadas se descomponen y se vuelven inocuos son interdependientes, por lo tanto, vamos a hacer un acercamiento global al tema. Los dos procesos que más contribuyen al efecto global de purificación son la oxidación química y la oxidación microbiológica, aunque otros procesos que involucran varias formas de vida animal o vegetal también influyen considerablemente.

Al llegar al schmutzdecke o piel del filtro, las bacterias presentes en el agua bruta se multiplican alimentándose de la materia orgánica que encuentran. Las bacterias oxidan parte del alimento para obtener la energía que necesitan para su metabolismo (proceso que se conoce como desasimilación o catabolismo) y parte de ese alimento lo convierten en materia celular para su crecimiento (asimilación o anabolismo); así, la materia orgánica muerta se convierte en un ser vivo. La materia desasimilada sigue su curso junto con el flujo de agua hasta que se encuentre con otro organismo que lo asimile.

La proliferación de bacterias depende de la materia orgánica que tengan disponible, por tanto, a la asimilación le sigue la muerte de la bacteria, esto se traduce en más materia orgánica que lo utilizarán bacterias más profundas. Así, vemos que la materia orgánica presente en el agua bruta va sufriendo unos procesos de asimilación-desasimilación mientras sigue el curso del agua (a una velocidad menor que la del agua evidentemente), y acabará en forma de agua, anhídrido carbónico y sales inorgánicas relativamente inocuas como sulfatos, nitratos y fosfatos (mineralización).

Por debajo de una determinada profundidad (30-40 cms aproximadamente, aunque difiere para distintas propiedades de suelo y diferentes autores) la actividad bacterial va dejando paso a reacciones bioquímicas, convirtiendo la materia previamente degradada microbiológicamente, como los aminoácidos, en amoníaco, nitritos y nitratos (nitrificación). Esta oxidación necesita un tiempo para producirse, así como oxígeno y una temperatura del agua no muy fría. El oxígeno es un factor importante, si se anula completamente el proceso (de oxido-reducción) pasa a ser anaerobio, con lo que se

obtienen amoníaco, ácido sulfhídrico y otras sustancias que proporcionan al agua olores y sabores desagradables. Estas sustancias se mezclan con el hierro y manganeso disueltos y afectan a la dureza del agua, volviéndola inutilizable para lavar la ropa. Por esto es conveniente por regla general que el agua no descienda su concentración en oxígeno por debajo de 3 mg/l. La temperatura también es un factor importante, debido a que afecta a la velocidad a la que tienen lugar las reacciones químicas y a la velocidad de metabolización de las bacterias y demás microorganismos. Por debajo de los 6°C la oxidación del amoníaco se detiene prácticamente. En el caso de las bacterias intestinales, se sabe que los microorganismos (en filtros lentos de arena) producen ciertas sustancias que actúan como venenos químicos o biológicos ante las bacterias. Al bajar la temperatura, la actividad de los protozoos y nematodos consumidores de bacterias decrece rápidamente, al tiempo que el metabolismo de las bacterias se ralentiza, aumentando la posibilidad de que pasen el filtro con vida. Si el factor normal de eliminación de la bacteria E. Coli está entre 100 y 1000 en condiciones normales, puede descender hasta 2 a temperaturas inferiores a 2°C.

ANEJO II GLOSARIO

Bioretention: Bioretención

Channel Protection Storage Volume: Desconocemos si tiene traducción. Se refiere al volumen ocupado por una avenida de 24 horas de tormenta.

Constructed wetland (subsurface filtration): pantanos con flujo sub-superficial

Constructed wetland (surface filtration): pantanos con flujo superficial

Detention basin: Embalse de detención

Ditch: Cuneta

Dry extended detention pond: Estanque de detención extendido seco

Dry pond: Estanque seco

Extended detention basin: Embalse de detención extendido

Filter drain: Filtros de desagüe

Filter strip: Banda filtrante

Grass channel: Canal de hierba

Infiltration basin: Cuenca de infiltración

Infiltration trench: Zanja de infiltración

Lagoon: Laguna

Multiple pond system: Sistema de varios estanques

Oil-Grit Separator: Separador de arenas y grasas

Organic filter: Filtro orgánico

Perimetral sand filter: Filtro de arena perimetral

Pocket pond: Desconocemos si tiene traducción, se dice de los estanques cuyo área de drenaje es muy pequeño.

Pond/wetland system: Sistema de estanque/humedal

Porous asphalt: Asfalto poroso

Porous Paving: Pavimento poroso

Quantity control pond: Estanque de control de la cantidad

Retention pond: Estanque de retención

Settlement tank: Tanque de sedimentación

Shallow marsh: humedal de poca profundidad

Soakaway: Pozo de infiltración

Stormceptor: No tiene traducción, se trata de un sistema patentado que se utiliza para eliminar los sólidos en suspensión y los hidrocarburos del agua de tormenta mediante unas cámaras construídas para tal fin.

Stormwater pond: Estanque de agua de tormenta

Submerged gravel wetland: Humedal de grava sumergido

Surface sand filter: Filtro de arena superficial

Swale: Canal abierto o surco

Vertical sand filter: Filtro de arena vertical

Water quality volume: Desconocemos si tiene traducción, en todo caso, se refiere al 90% de la escorrentía anual media.

Wet estended detention pond: Estanque de detención extendido húmedo

Wet pond: Estanque húmedo