

3. CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL

3.1. INTRODUCCIÓN

El proceso desarrollado en 1914 por Arden y Lockett en Inglaterra ha ido evolucionando y adaptándose a las características del afluente a tratar (caudal y carga). De este concepto de tratamiento, consistente en reproducir las propiedades depuradoras de un río a escala industrial, han surgido una gran cantidad de variantes que adaptan las comunidades microbianas a diferentes condiciones con el fin de optimizar la eliminación de nutrientes, tóxicos, altas cargas, etc.

El objetivo de estos sistemas de tratamiento es estabilizar la carga contaminante del agua residual mediante el concurso de un cultivo microbiano en suspensión. El tratamiento integra básicamente dos procesos unitarios. En primer lugar se produce la oxidación biológica de los sustratos aportados por el agua residual, en el reactor biológico. Simplificando el proceso, lo que sucede en el reactor biológico es la transformación de la materia contaminante en microorganismos (biomasa). En segundo lugar, en el clarificador o decantador secundario, se procede a separar físicamente la biomasa activa (microorganismos) del agua residual tratada mediante la decantación de la misma. La biomasa decantada en el clarificador es parcialmente recirculada a cabecera del reactor y parte de esta es extraída del sistema con el fin de mantener constante la relación alimento/microorganismos en el mismo. Esta relación se denomina carga másica y su control es fundamental en la optimización del proceso depurador.

Tal y como se comentó en puntos anteriores, existe un amplio abanico de sistemas de depuración. En esta primera fase del estudio se han muestreado todas las EDARs que corresponden a sistemas de fangos activos de muy baja carga, oxidación completa o aireación prolongada (distintas maneras de denominar el mismo proceso).

La depuración mediante fangos activos en aireación prolongada aporta una serie de ventajas que la hacen idónea como sistema de depuración para pequeños y medianos núcleos urbanos.

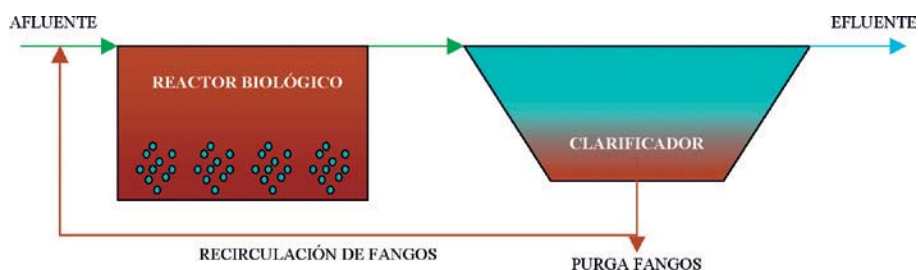


Figura 3.1. Esquema EDAR de fangos activos aireación prolongada.

Dado los elevados tiempos de retención del reactor, se hace innecesario contemplar la instalación de decantación 1ª en el diseño de la EDAR. En el reactor biológico se produce la oxidación de la materia orgánica hasta su estabilización. La configuración del proceso conlleva la mineralización parcial de los fangos (cultivo microbiano) reduciendo de esta forma el contenido en volátiles de estos por debajo del 65 %. Esta mineralización es fundamental para obtener un producto estabilizado y de probadas cualidades agronómicas que no produzca olores (proceso de pudrición) cuando sea aplicado como abono.

Algunas de las EDARs muestreadas, cuando fueron construidas, trataban el agua residual mediante tecnologías blandas u otros sistemas de tratamiento biológico (biodiscos o filtros percoladores) y posteriormente fue ampliada su capacidad de tratamiento con la implementación de sistemas de fangos activos mediante aeración prolongada. Según cada caso, con la instalación del tratamiento mediante fangos activos, se aprovecharon o no elementos existentes de la instalación original dando lugar así a cierta diversidad de configuraciones dentro una misma tecnología de tratamiento.

Durante un año FACSA ha muestreado sistemáticamente 32 estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) de fangos activos de oxidación completa de la provincia de Castellón. En concreto se muestrearon EDAR de pequeños municipios de la provincia de Castellón, todos con una población inferior a los 5.000 y superior a los 500 habitantes.

El control y operación de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs) precisa de la adquisición de datos en diferentes puntos del proceso. Gracias a los datos obtenidos en el afluente y efluente al proceso biológico, podemos caracterizar gran parte del agua residual de la provincia y la calidad del vertido al dominio público hidráulico de estas instalaciones una vez tratada la misma.

Simultáneamente al análisis fisicoquímico de ciertos parámetros en afluente y efluente del reactor biológico se procedió a caracterizar el licor mezcla (fango activo). Se analizaron parámetros fisicoquímico y también biológicos. Se caracterizó cuantitativa y cualitativamente la población microfaunística de cada reactor analizando la abundancia, biodiversidad y composición de la población implantada.

El objetivo de este estudio es analizar las relaciones entre la composición del agua residual afluente y efluente y la composición biótica del reactor. Para evitar interferencias debidas a otros tratamientos previos al reactor biológico, que modifican en mayor o menor medida la composición y características del agua residual, el muestreo del afluente se realizó, en todos los casos, en cabecera del reactor.

Tabla 3.1. Relación de EDARs muestreadas y características de las mismas.

EDAR	Q m ³ /año	Habitantes equivalentes	Habitantes	Antigüedad	Tipo reactor	Tipo decantador	Tipo aireación
Almedijar	27.363	684	276	2.000	Cuba	Dinámico	Soplante
Artana	199.567	2.553	1.803	1.997	Canal oxidación	Dinámico	Rotores
La Barona	11.809	222	165	1.994	Cuba	Estático	Soplante
Bejís	586.84	807	413	2.000	Cuba	Dinámico	Soplante
Benassal	157.593	7.082	1.340	1.997	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
Borriol	121.383	1.781	4.288	1.994	Canal Oxidación	Estático	Rotores
Cabanes	183.973	3.184	2.659	2.001	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
Catí	177.275	4.454	857	1.995	Cuba	Dinámico	Turbina
Caudiel	249.369	1.863	701	2.000	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
Cervera	60.607	803	663	1.994	Cuba	Dinámico	Soplante/Turbina
Cirat	19.635	236	272	2.000	Cuba	Dinámica	Soplante
Cincorres	38.907	1.070	524	1.994	Cuba	Estático	Soplante
Les Coves de Vinromà	97.818	1.896	1.857	1.998	Cuba	Dinámico	Turbina
Culla	21.063	168	677	1.994	Cuba	Estático	Soplante
Eslda	74.512	1.030	861	1.999	Cuba	Dinámico/estático	Turbinas
Fanzara	27.443	778	270	1.999	Cuba	Estático	Soplante
Figueroles	22.411	432	571	1.994	Cuba	Estático	Turbina
Forcall	55.731	1.359	539	1.997	Cuba	Estático	Soplante
Els Ibarsos	32.126	348	366	1.994	Cuba	Estático	Soplante
Jerica	163.343	2.186	1.577	2.002	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
Moncofa	1.042.597	6.171	4.977	1.994	Cuba	Dinámico	Turbina
Montanejos	343.770	2.418	488	1.999	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
La Pobla Tornesa	40.987	425	790	1.995	Cuba	Estático	Soplante
Ribesalbes	135.304	2.390	1.330	1.998	Cuba	Estático	Soplante
La Saizadella	33.058	381	806	1.997	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
San Jorge	75.198	1.162	744	1.998	Canal Oxidación	Dinámico	Soplante
Santa Magdalena de Pulpis	66.978	1.230	835	1.998	Cuba	Estático	Soplante
Sant Mateu	343.071	4.196	1.999	2.002	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores
Tales-Sueras	197.447	995	796 + 640	2.000	Canal Oxidación	Dinámico	Soplante
Vilafranca del Cid	378.712	3.530	2.547	1.995	Cuba	Dinámico	Turbina
Vistavella del Rio	35.042	763	410	1.994	Cuba	Estático	Soplante
Viver	364.467	3.021	1.441	2.002	Canal Oxidación	Dinámico	Rotores

Si bien el principio de tratamiento es el mismo, existe una gran cantidad de factores diferenciadores entre unas instalaciones y otras. Desde las dimensiones de las mismas, directamente proporcionales al caudal tratado, hasta las diferentes configuraciones y tecnologías de elementos tales como la decantación secundaria o sistema de aireación del reactor.

En la tabla 3.1. se hace referencia a una serie de características de las EDARs. Si bien el proceso en todas ellas es el mismo, con estas características obtenemos una mayor información sobre tamaño y configuración de la instalación.

Caudal (Q): El caudal tratado anualmente nos da una idea del tamaño de la instalación

Habitantes equivalentes (h.e.): con el valor de habitantes equivalentes podemos conocer la carga media contaminante que tratan. Un habitante equivalente son 60 g DBO₅/día (aproximación de la contaminación generada por una persona al día); a mayor número de habitantes equivalentes, mayor será la contaminación del agua residual. La comparación entre el nº de habitantes equivalentes y el nº real de habitantes de la población nos aporta información aproximada del grado de contaminación del agua residual. Si la razón entre número de habitantes equivalentes y nº de habitantes reales es mayor que 1, las aguas residuales presentan mayor contaminación de lo habitual generalmente por el aporte de aguas industriales.

Antigüedad: recoge el año de construcción de la instalación.

Tipo de reactor: Este término hace referencia a la geometría del mismo. Podemos distinguir EDARs que presentan cubas cuadradas o circulares en las que tiene lugar una mezcla completa del licor con el agua residual y EDARs con

Canal de oxidación



Cuba de aireación



reactores en forma de canal (generalmente toroidales) en los que se establece un gradiente a lo largo del reactor desde el punto de alimentación del agua residual al punto de salida del reactor hacia la decantación secundaria.

Tipo de decantador: Dentro de los sistemas de decantación, diferenciamos entre decantadores secundarios estáticos y dinámicos. En ambos, el proceso físico de decantación tiene lugar por sedimentación del licor mezcla en el fondo del mismo, pero mientras que en los decantadores estáticos la extracción de los mismos tiene lugar mediante succión, en el caso de los decantadores dinámicos, los lodos sedimentados son conducidos mediante un sistema de rascado del fondo del decantador a una poceta donde serán aspirados y bombeados.

Tipo de aeración, definimos cuatro sistemas:

- Sistemas aireados mediante soplantes, es decir, mediante sistemas que inyectan aire atmosférico en el seno del licor mezcla ya sea mediante sistemas que transforman este caudal de aire en pequeñas burbujas a sistemas más rudimentarios en los que no se maximiza la superficie de contacto aire-líquido practicándose un simple borboteo del mismo en el licor mezcla.

- Sistemas de aireación mediante aireadores centrífugos y eyectores: son bombas sumergidas que mediante un sistema Venturi inyectan aire atmosférico en el reactor al impulsar el licor mezcla. La inyección se hace de forma monodireccional en los eyectores o a 360° mediante aireadores sumergidos.

- Sistemas de aireación mediante agitadores/aireadores superficiales: la agitación mecánica y aireación del reactor corre a cargo de sistemas mecánicos que *baten* el licor mezcla facilitando mediante este el intercambio gaseoso licor mezcla-aire y homogeneizando simultáneamente el contenido del reactor. Dentro de este grupo encontramos EDARs con turbinas y EDARs con rotores.

Tipos de aireadores.

Aireadores sumergidos



Aireadores superficiales



3.2.2. Metodología

Toma, transporte y conservación de muestras para el análisis físico-químico

La toma, transporte y conservación de muestras, se realizó siguiendo un protocolo establecido con el fin de garantizar tanto la representatividad de las mismas como la idónea conservación de estas hasta su procesado.

Criterios generales:

A lo largo del estudio todas las muestras de cada EDAR debían tomarse en el mismo punto:

Las muestras de afluente y efluente fueron compuestas en el caso de afluente y efluente y puntuales en el caso del licor mezcla. En cualquier caso se señaló el tipo de muestreo realizado y la hora o entre las horas que se realizó este.

Toma de muestra del afluente y efluente al reactor biológico:

El afluente al reactor biológico coincide en la mayoría de los casos con el afluente a planta. En la mayoría de los casos se tomó tras el desbaste del agua bruta y previo al desarenado desengrasado de la misma. Los casos excepcionales quedan recogidos en la siguiente tabla

EDAR	PUNTO MUESTREO DEL AFLUENTE AL REACTOR
Catí	Efluente filtro percolador sin decantar
Cinctorres*	Efluente de Tanque Imhoff
Vistabella	
Vilafranca del Cid	75 % agua residual industrial y 25 % agua residual doméstica

* Planta en fase de prueba de equipos y arranque

En todos los casos, el efluente de planta se tomó en la arqueta de salida correspondiendo al clarificado del licor mezcla del reactor biológico.

De ambas muestras se tomaban 2 alícuotas de 1 litro cada una. Un litro era destinado para su análisis en el laboratorio de IPROMA, S.L. y la segunda alícuota de cada una de estas muestras era transportada al laboratorio del CIAR (Centro de Ingeniería de Agua Residuales, oficinas centrales de FACSA Aguas Residuales) para su procesado.

De ambas muestras, *in situ*, se tomaba el pH, la temperatura y conductividad mediante equipos portátiles de la marca Hanna Instrumenta.

Transporte de muestras:

Todas las muestras eran transportadas en neveras isotérmicas refrigeradas con placas de hielo. No se añadieron conservantes ni se congelaron.

La práctica totalidad de las muestras fueron procesadas en menos de tres horas tras su toma, en ningún caso se superaron las 5 horas, hecho que si bien no es tan relevante en el análisis fisicoquímico, revierte gran importancia en el análisis microbiológico tal y como más tarde comentaremos.

Análisis fisicoquímico:

Las determinaciones analíticas se realizaron tanto en el laboratorio central de Facsa, sito en el CIAR (Centro de Ingeniería de Aguas Residuales), como en el laboratorio IPROMA, S.L. con acreditación ENAC. Ambos laboratorios se encuentran en la ciudad de Castellón de la Plana.

La determinación de Sólidos suspendidos en afluente, efluente y licor mezcla se realizaron en el laboratorio del CIAR y se hicieron siguiendo los protocolos establecidos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1991, (APHA, AWWA, WPCF).

Las determinaciones de nitrógeno total, DQO y fósforo total (tanto de la fracción total como de la disuelta) se determinaron en el laboratorio del CIAR empleando un colorímetro Nova 60 de Merck y los test en viales comercializados para tal fin. El método empleado para cada analítica fue el siguiente:

ANALÍTICA	MÉTODO
Demanda química de oxígeno (DQO)	Oxidación con ácido cromosulfúrico y determinación como cromo (III)
Amonio	Azul Indofenol
Nitrógeno Total	Disgregación de Koroleff / 2,6-dimetilfenol
Nitratos	2,6-dimetilfenol
Fosfato total	Azul Fosfomolibdeno

Periódicamente se realizaron ejercicios de contraste entre ambos laboratorios con el fin de verificar la fiabilidad de los resultados obtenidos en el CIAR (sin acreditación ENAC). Todos los ensayos resultaron satisfactorios obteniéndose desviaciones aceptables (menores del 4,7 %) entre ambos.

3.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LAS EDARS

3.3.1. Introducción

Conocer la naturaleza, composición y distribución temporal del caudal de agua residual es fundamental para un correcto diseño y explotación de una instalación de depuración.

La caracterización del agua residual puede ser más o menos detallada en función del objetivo perseguido con la misma. El diseño de una nueva estación de tratamiento requiere no solo una profunda caracterización del agua residual que afluirá a la misma sino también del perfil de carga y caudal que esta tendrá a lo largo del día y del año (análisis de estacionalidad).

En el caso de una EDAR que sirva a un núcleo urbano, el aporte y composición del agua residual no es constante a lo largo del día. Existe una importante variación en cuanto a la composición y caudal producido entre el día y la noche y dentro del día encontramos *horas punta* en las que la producción de agua residual se incrementa notablemente con respecto al resto de la jornada. El muestreo debe ser diseñado de forma que salve todas estas irregularidades integrándolas en cada muestra.

A lo largo del año y con los movimientos poblacionales que tienen lugar, sobre todo durante la época estival, también se producen importantes variaciones de caudal y carga. Por ejemplo, la población de Moncofa se ve incrementada muy considerablemente en verano, llegando a ser esta hasta diez veces superior a la existente el resto del año.

En el control y operación de una instalación se realizan, planificadamente, una serie de análisis encaminados a obtener información físico-química de la *materia prima* que entra en el sistema, del estado del proceso y del grado de cumplimiento de los objetivos definidos para el mismo (calidad del efluente).

La frecuencia de muestreo y la variedad de analíticas a realizar es mayor cuanto más compleja o grande es la instalación a controlar.

Dada la gran cobertura geográfica que supone el muestreo, este estudio representa una gran ocasión para caracterizar de forma más pormenorizada el agua residual de la provincia así como el vertido depurado de las EDARs. Este es el primer estudio que en esta línea se realiza en la provincia de Castellón.

La tendencia anterior a la instalación de sistemas de tratamiento secundario biológico pasaba por el empleo de tecnologías blandas, principalmente lechos de turba, como sistema de tratamiento del agua residual. El incremento de las exigencias por parte de la normativa aplicable al tratamiento de aguas ha dejado obsoleta, en la mayoría de los casos, esta tecnología.

El continuo esfuerzo de la Excelentísima Diputación de Castellón por mejorar la calidad de las aguas tratadas y de adecuar los vertidos a la normativa aplicable, a supuesto, en muchos casos, la reforma de estas instalaciones obsoletas adecuándolas a las nuevas exigencias de vertido y empleando para ello nuevas tecnologías de tratamiento.

Los sistemas de depuración estudiados responden en todos los casos a instalaciones de fangos activados operados en aireación prolongada. Cierta número de EDARs muestreadas no fueron diseñadas inicialmente con esta configuración y con la implantación de la misma adaptaron parte de la obra civil existente a esta tecnología y/o conservaron ciertos procesos unitarios integrándolos en el conjunto del proceso.



Edar de Vilafranca del Cid.

En el caso de Vilafranca del Cid, existen dos líneas de tratamiento, línea urbana y línea industrial. Una línea trata el agua residual urbana (línea urbana) de gran parte de la población mediante un tratamiento biológico empleando biodiscos y la otra línea de tratamiento (línea industrial), una pequeña fracción del agua residual urbana y el vertido del agua de proceso de una fábrica textil. La línea industrial trata el agua mediante un sistema de fangos activos empleando un reactor biológico operado en aeración prolongada. En el presente estudio se ha estudiado únicamente el reactor biológico y por tanto el afluente y efluente de este proceso.



Edar de Catí.

La EDAR de Catí dispone de dos tratamientos biológicos en serie. En la EDAR de Catí, hay un aporte importante de agua residual industrial procedente del matadero municipal, el agua residual sufre un tratamiento primario en un tanque Imhoff, donde tie-

ne lugar simultáneamente la decantación primaria del agua residual y digestión anaerobia de los fangos sedimentados. El efluente del tanque Imhoff es tratado en un filtro percolador (tratamiento biológico secundario mediante cultivo microbiano sobre película fija) siendo el efluente del filtro percolador sin decantar, el afluente al reactor biológico que opera en aireación prolongada.



Edar de Cincorres.

En el caso de las EDARs de Vistabella y Cincorres, antes de la ampliación de las EDARs, el agua residual del núcleo urbano era tratada mediante lechos de turba. En el mismo recinto de la EDAR se construyó un reactor biológico y decantador secundario tratándose el agua residual primariamente en un tanque Imhoff y tras esto pasando al reactor biológico. El afluente al reactor biológico analizado es, a diferencia del resto de EDARs, el efluente del tanque Imhoff. En la fotografía aérea se puede observar una

estructura rectangular azul en la esquina inferior derecha que corresponde al Tanque Imhoff.

En el caso de la EDAR de Cincorres, puntualizar que el periodo de muestreo coincidió con la etapa de construcción, arranque y prueba de la instalación. Durante esta etapa se realizaron numerosas modificaciones en el sistema que tuvieron como consecuencia la pérdida de proceso y la constante siembra y arranque del mismo. Actualmente la EDAR tiene un funcionamiento óptimo.

Otros procesos unitarios a los que es sometida el agua residual antes de su alimentación al reactor biológico son desestimados como modificadores de la composición del agua residual para los parámetros analizados. Según nuestra experiencia, las rejillas de barras no tienen ninguna reducción en los constituyentes del agua residual y en el caso de los desarenadores el porcentaje de eliminación para DBO_5 y DQO puede variar entre el 0 y 4 % y en el caso de los SS entre 0 y 8 %.

3.3.2. Caracterización físicoquímica del agua residual: generalidades

El agua residual tiene una composición bastante compleja y caracterizar completamente todas las especies químicas que forman parte de ella es algo excesivamente laborioso y en la mayoría de ocasiones innecesario. Para diseñar y explotar una instalación de depuración es necesario conocer y controlar tanto

los procesos físicoquímicos como biológicos que tienen lugar en el seno de la misma. Los procesos bioquímicos que tienen lugar son tan complejos como la composición del agua residual. La elevada cantidad de reacciones que se desarrollan simultáneamente y las interacciones de los subproductos de estas entre unas y otras (inhibiciones, catalizadores, etc.) limitan sobremanera el conocimiento absoluto de lo que está teniendo lugar en el reactor biológico.

Existen varias aproximaciones sobre la composición del agua residual que pretenden simplificar tanto la composición de esta como las posteriores reacciones que tendrán lugar en el reactor.

Tomando como referencia la composición del agua residual realizada por Henze (1992) se realizaron una serie de analíticas encaminadas a obtener un mayor conocimiento del agua residual sin pretender, con los datos obtenidos, llegar a modelizar los procesos de las distintas EDARs.

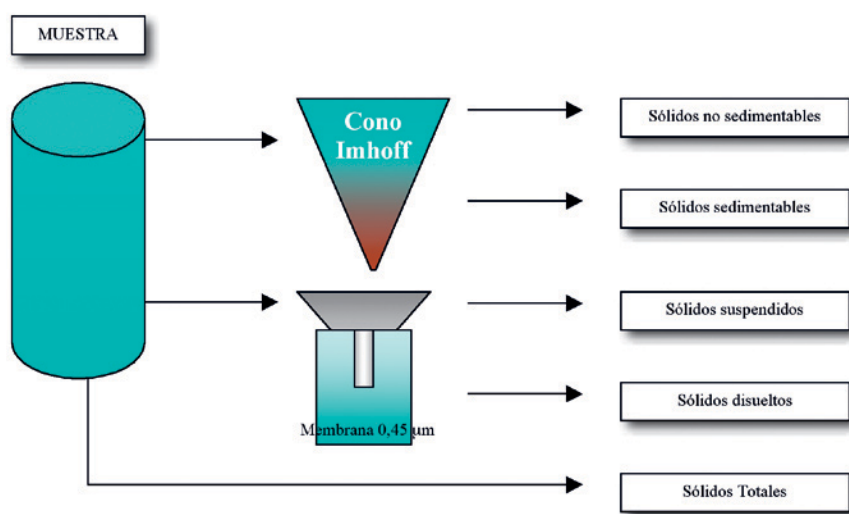
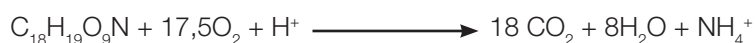


Figura 3.3. Clasificación de los sólidos del agua residual.

Miles de compuestos orgánicos forman parte del agua residual e identificar todos ellos es prácticamente imposible como hemos comentado. La materia orgánica del agua residual y el proceso de oxidación biológica que se produce en una EDAR puede resumirse según la siguiente ecuación:



Describimos la composición del agua residual atendiendo a dos propiedades de la materia orgánica contenida en ella. Por un lado se definen fracciones solubles vs. fracciones particuladas realizando de este modo dos grandes grupos, y posteriormente estudiamos la velocidad de degradación de ambos sustratos (soluble y particulado).

Los sólidos totales del agua residual hacen referencia al contenido total de estos en el agua residual, independientemente de su estado. Para determinarlos lo que se hace es, básicamente, evaporar el agua de la muestra (105° C) y pesar lo no evaporado.

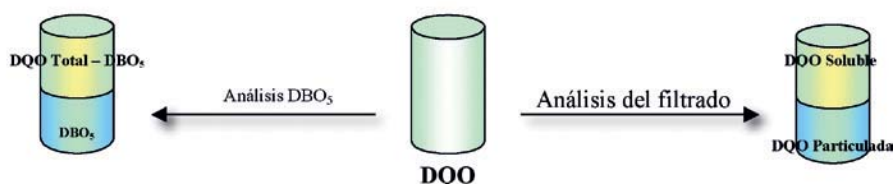
Los sólidos sedimentables se definen como el volumen de sedimentos recogidos en un cono Imhoff tras someter una muestra de un litro a una hora de decantación, este parámetro también se conoce como V60 (volumen sedimentado en 60 minutos).

Para obtener la fracción soluble y particulada del agua residual se filtra la muestra a través de una membrana de 0,45 μm de tamaño de poro. El material retenido en la membrana se considera materia orgánica particulada (no disuelta) quedando la fracción soluble de la materia orgánica en el líquido filtrado.

La caracterización fisicoquímica del agua residual se ha realizado en torno a cuatro determinaciones: sólidos suspendidos, materia orgánica oxidable (química y bioquímicamente) y los nutrientes inorgánicos nitrógeno y fósforo.

En el presente estudio se ha caracterizado el afluente y efluente atendiendo al estado de la materia en el agua residual. Se han cuantificado las fracciones disueltas, suspendidas y totales de los componentes del agua residual (compuestos orgánicos y nutrientes inorgánicos) y se ha analizado como varían las proporciones de estas entre el afluente y efluente.

Figura 3.4. Análisis de la materia orgánica en el agua residual.



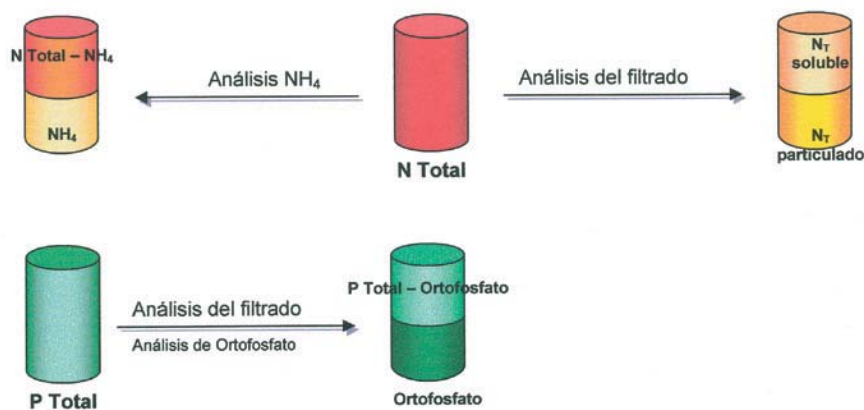


Figura 3.5. Análisis de los nutrientes inorgánicos en el agua residual.

Como podemos ver en las figuras 3.4. y 3.5., en todos los casos se realiza una descomposición del analito atendiendo a su situación en el seno del líquido. En concreto se procede al filtrado de la muestra para diferenciar las fracciones solubles y particuladas (retenida en membrana de 0,45 μm de luz de poro).

La oxidación de la materia orgánica podemos realizarla vía química o vía biológica. En el presente estudio se ha cuantificado el consumo de oxígeno necesario para la oxidación de la materia orgánica por las dos vías. La oxidación vía química se realiza empleando un oxidante inorgánico fuerte, tras la oxidación, mediante una colorimetría y los pertinentes cálculos estequiométricos se obtiene el valor en miligramos del consumo equivalente en oxígeno que es necesario para oxidar dicho sustrato, la determinación se denomina DQO (demanda química de oxígeno).

Mediante la DBO (demanda bioquímica de oxígeno) se cuantifica el oxígeno consumido por un cultivo microbiano aerobio y adaptado al sustrato, durante el metabolismo del mismo. El cultivo microbiano es el responsable de oxidar el sustrato presente y esto solo lo realizará siempre y cuando este sea biodegradable. Distinguimos entre DBO_5 (o DBO_N) siendo 5 el número (N) de días en que la muestra es incubada durante el ensayo. La DBO_L o demanda bioquímica de oxígeno límite (última, infinita o total) cuantifica el oxígeno consumido en la total biodegradación de la materia orgánica. Aproximadamente, a partir de 20 días ya se ha oxidado toda la materia orgánica y el consumo de oxígeno es despreciable considerándose este valor la DBO límite.

El valor de DBO_L siempre será inferior al de la DQO pues no toda la materia orgánica contenida en la muestra es biodegradable.

A partir de las analíticas realizadas y por tanto, datos disponibles y siguiendo la caracterización de la materia orgánica realizada por Henze (1992) podemos esquematizar la descomposición de la materia orgánica de la siguiente forma:

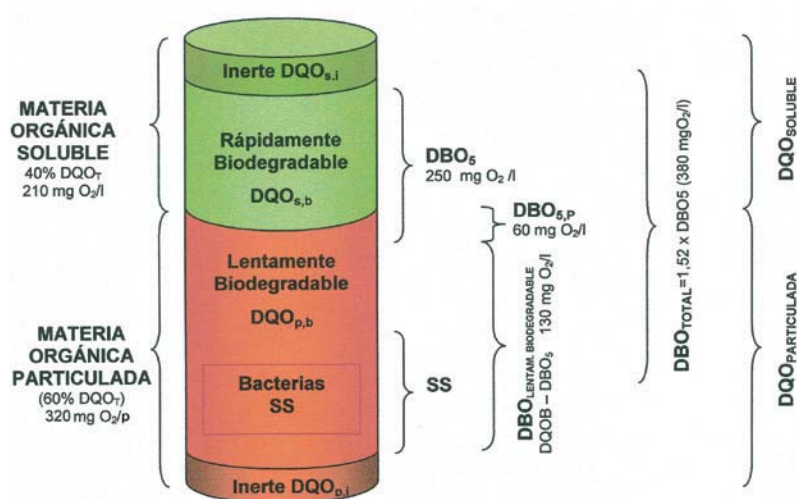


Figura 3.6. Aproximación de la caracterización de la materia orgánica del agua bruta según Henze (1992).

A partir de esta esquematización podemos definir:

Materia orgánica Soluble (DQO_s): es aquella materia orgánica que se encuentra disuelta en el agua residual. Se considera materia orgánica disuelta a toda aquella que queda en el agua tras filtrar esta con una membrana con una luz de poro de 0,45 μm.

Para cuantificar la materia orgánica soluble analizaremos la DQO de la muestra filtrada.

Materia orgánica particulada (DQO_p): materia orgánica no disuelta en el agua. Como criterio para su cuantificación se considera toda aquella retenida en una membrana de 0,45 μm de luz de poro en el proceso de filtrado del agua. Para obtenerla solo debemos determinar la DQO total de la muestra y restarle el valor de la DQO de la muestra filtrada.

Materia Orgánica rápidamente Biodegradable (DQO_{s,b}): englobaría a toda la materia orgánica que rápidamente es asimilada por el cultivo microbiano. La mayor parte de la materia orgánica rápidamente biodegradable se encuentra en la fracción soluble del agua residual. En el afluente a planta, aproximadamente el 90 % de la DQO_s corresponde a la DQO_{s,b}, el otro 10 % es inerte, como luego se

comenta. Teniendo en cuenta la DBO_5 , aproximadamente el 76 % de la misma corresponde a $DQO_{s,b}$, el resto de la DBO_5 (24 %) corresponde a la DBO_5 de la materia particulada, que por definición es lentamente biodegradable.

Materia Orgánica lentamente Biodegradable ($DQO_{p,b}$): englobaría a toda la materia orgánica que tiene un proceso de degradación más lento, siendo en casos solamente hidrolizada (parcialmente degradada). En este trabajo consideraremos que esta materia orgánica está en la fracción particulada del afluente. La DBO última equivale aproximadamente a 1,5 veces la DBO_5 . Con esta aproximación se recoge el consumo de oxígeno necesario para la oxidación biológica de toda la materia orgánica biodegradable, tanto la soluble ($DQO_{s,b}$) como la contenida en la fracción particulada de la muestra ($DQO_{p,b}$). Para calcular la materia orgánica lentamente biodegradable puede hacerse una aproximación restando, al valor calculado de la DBO última ($1,5 \times DBO_5$), el valor de la DBO_5 . Esta es una aproximación grosera ya que, como se ha comentado anteriormente, una parte de la DBO_5 también mide la materia orgánica particulada. Por otra parte la igualdad entre la DQO biodegradable y la DBO última no es exacta, ya que depende de la composición y concentración del agua residual (Henze, 1992).

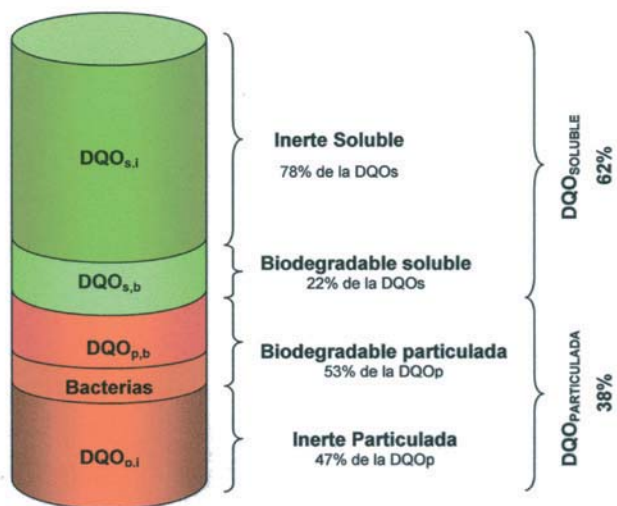
Materia orgánica inerte: engloba, tanto en la fracción particulada como soluble, a todos aquellos compuestos resistentes a la biodegradación parcial o total. De forma aproximada puede estimarse como la diferencia entre la DQO total del agua y la DQO biodegradable (DBO última).

La DQO inerte de la fracción soluble constituye, en aguas residuales domésticas, el 10 % de la DQO soluble.

La DQO inerte de la fracción particulada del agua residual bruta constituye el 30-35 % de la DQO particulada. En este caso dicha fracción se ha calculado restando, a la DQO particulada (analizada), la $DQO_{p,b}$ calculada según se indicó anteriormente.

Siguiendo la caracterización de Henze (1992) en la figura 3.7. podemos ver la composición característica del efluente de una planta de fangos activos. La DQO del efluente de una depuradora va a estar constituida por un 62 % de $DQOs$ y un 38 % de $DQO_{p,b}$, cambiando por tanto las relaciones que se observaban en el afluente. El 78 % de la DQO_s corresponde a materia orgánica inerte, y por lo tanto sólo un 22 % de la DQO_s del efluente es biodegradable. En el caso de la materia orgánica particulada (DQO_p), el porcentaje de materia inerte es de un 47 %, siendo el resto (53 %) biodegradable. Ello quiere decir que el 67 % de la materia orgánica del efluente (DQO_t) es inerte, y sólo el 33 % de dicha materia orgánica es biodegradable.

Figura 3.7. Aproximación de la caracterización de la materia orgánica del efluente según Henze (1992).



3.3.3. Caracterización y dinámica de la materia orgánica del agua residual

Caracterización del afluente

En la tabla 3.2. se recoge la caracterización estadística de los diferentes parámetros analizados.

PARÁMETRO	unidades	Nº de muestras	Media	Rango	Desviación estándar
pH	Unid. pH	355	7,50	6,10 – 9,50	0,54
Conductividad	$\mu\text{S}/\text{cm}$	355	1.524	209 – 6.170	713,48
Turbidez	NTU	354	475,4	6,0 – 1.000,0	359,07
Sólidos Sedimentables	ml/l	321	6,5	0,0 – 74,0	9,60
Sólidos en Suspensión	mg/l	353	287,43	5 – 4.060	354,69
DBO ₅	mg/l	354	393,83	16 – 2.380	362,78
DQO _{Total}	mg/l	353	771,30	32 – 3.856	605,66
DQO _{soluble}	mg/l	352	305,29	9 – 2.770	352,91

Tabla 3.2. Cálculos estadísticos básicos de la materia orgánica afluente al reactor biológico.

En cuanto a la conductividad, destacan los valores medios de EDARs como Bejís con $825 \mu\text{S}/\text{cm}$ frente a la EDARs de Moncofa con valores medios superiores a los $4.800 \mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores extremos de DQO son para las EDARs de Benassal con $1.670 \text{ mg}/\text{l}$ y Montanejos con $180 \text{ mg}/\text{l}$. Para la determinación de sólidos suspendidos, los extremos se sitúan entre los $890 \text{ mg}/\text{l}$ la EDAR de

Fanzara y la EDAR de Vistabella con apenas 90 mg/l, todos estos parámetros referidos a valores medios durante el estudio.

En primer lugar, hay una serie de factores que influyen directamente en la composición del agua residual bruta. Destacar, los debidos a la obra civil de canalización del agua residual (red de saneamiento y colector/es general/es) junto con la orografía del terreno, en segundo lugar, un grupo en el que se recogerían los factores socioeconómicos del municipio y en tercer lugar destacar la climatología particular de la zona (más precipitaciones equivale a más caudal). Veamos cada una de ellas:

Red de saneamiento

1. Diseño: Si la red de saneamiento es separativa, las aguas pluviales no serán conducidas junto con las residuales a la EDAR. Si la red no es separativa, durante episodios de precipitaciones se producirá un incremento del caudal afluente a la EDAR al mismo tiempo que tendrá lugar una dilución de la carga del mismo. Un efecto importante que tienen las lluvias, sobre todo las de carácter tormentoso (habituales en la vertiente mediterránea), son los arrastres de sedimentos depositados en los colectores y red de saneamiento y que incrementan puntualmente la carga de sólidos del agua residual (principalmente arenas).

El aprovechamiento de la orografía en pro del ahorro energético (evitar bombeos de agua), hace que la situación de las EDARs y colectores generales estén vinculados a cauces naturales. Estos cauces naturales, durante primavera y otoño dejan de ser cauces secos para, en mayor o menor medida, vehicular la escorrentía superficial. EDARs como la de Tales-Sueras tienen el colector general construido en el seno del cauce del río, un bombeo eleva el agua bruta desde este hasta la EDAR. Durante épocas de lluvia, el bombeo queda sumergido bajo el río. Las aguas residuales diluidas con el agua de río infiltrada en colector y bombeo son impulsadas a la EDAR con el consecuente incremento del caudal afluente y al mismo tiempo la dilución de este.

2. Tiempo de retención: factores como la longitud de la red de saneamiento y la pendiente de esta determinan el tiempo que permanecerá el agua residual en su interior. Las condiciones en las que se encuentra el agua residual en el interior del colector favorecen la progresión de ciertas reacciones fisicoquímicas y biológicas que derivan en cambios en la composición del agua residual. Cuanto mayor sea el tiempo de permanencia del agua residual en su interior mayor será la alteración que sufra esta y mayor el grado de septicidad con el que entrará a la instalación. Básicamente las alteraciones conllevan la reducción de diversos compuestos orgánicos.

3. *Velocidad del agua residual*: la orografía del terreno afectará a la pendiente del colector y por tanto a la velocidad del agua residual en su interior. A menor velocidad mayor será la cantidad de depósitos (sedimentos) que tendrán lugar a lo largo del colector. Estos sedimentos son arrastrados cuando se producen incrementos considerables de caudal (lluvias, vaciado de piscinas, etc.) provocando un «choque de carga contaminante» en la EDAR durante los primeros momentos de la avenida, para posteriormente observar afluentes diluidos. Observando los datos máximos y mínimos de caudal y carga, vemos casos de estas características en EDARs como Caudiel que con una DQO media de 637 mg/l, presenta días en los que la DQO fue de tan solo 70 mg/l y en los que el caudal afluente a planta prácticamente se duplicó (lluvias). Otro ejemplo es la EDAR de Tales-Sueras donde tras un periodo de lluvias y el consecuente crecimiento del río, se registra un incremento de caudal (limitado por la capacidad del bombeo) de 34 m³/h a 45 m³/h y descenso de la carga de 328 mgDQO/l medios a 42 mg DQO/l.

4. *Integridad del colector*: la integridad del colector puede quedar comprometida por muchos motivos. Las roturas en el colector permiten el acceso de agua al interior de la conducción. En muchos casos el colector general que canaliza el agua residual recogida en la red de saneamiento del núcleo urbano a la EDAR discurre por el cauce de un río o muy próximo a este. Colectores en mal estado pueden dar lugar a infiltraciones de agua de río o agua del nivel freático en el interior del mismo dando lugar a incrementos de caudal y a la dilución de la carga del agua residual.



Grietas y pequeñas roturas en el colector pueden dar lugar a la infiltración del agua residual al subsuelo con la consecuente contaminación del mismo y la concentración de la carga del agua residual. Las grietas y el propio suelo hacen de lecho filtrante reteniendo sólidos suspendidos y contaminación no disuelta en el interior del colector e incrementando por tanto la proporción de estas en el agua residual. Si bien no se ha contrastado, esta es una de las hipótesis barajadas para explicar la elevada carga contaminante del agua bruta de municipios como Fanzara.

Otro ejemplo de este problema lo encontramos en la EDAR de Moncofa donde encontramos un afluente a planta con una conductividad excepcionalmente alta (próxima a 5 mS/cm) debido a la infiltración en los colectores de agua marina.

Factores socioeconómicos

1. *Cultura del agua:* Este factor es determinante en la concentración de la carga contaminante del agua residual. En poblaciones con menores recursos hídricos existe una mayor concienciación con respecto al ahorro de agua. El mayor o menor consumo de agua potable conllevará, a igualdad de habitantes, a una mayor o menor concentración de la carga contaminante en el agua residual. Considerando como normales dotaciones de agua potable de entre 150-490 l/habitante-día, encontramos poblaciones como Culla, Salzadella o Els Ibarsos presentan dotaciones de agua residual por habitante inferiores a los 100 l/día mientras que Catí, Caudiel o Viver presentan valores por encima de estos destacando la población de Montanejos, que por la elevada implantación turística y posibles aportes del río presenta una dotación de más de 2.000 l/hab-día.

2. *Implantación Industrial:* A mayor desarrollo económico de la población mayor implantación industrial tendrá la zona. Según el tratamiento de las aguas de proceso que tenga lugar en la industria se incrementará el caudal y carga del afluente a la EDAR. La EDAR de Villafranca del Cid trata 1.000 m³/día procedentes de la fábrica textil de Aznar. En la EDAR de Benassal se tratan aguas procedentes de una fábrica de procesamiento de derivados lácteos, de un matadero y en ocasiones, de una empresa de pintado de estructuras metálicas. Todos estos aportes industriales deben cumplir la normativa aplicable al vertido a alcantarillado público.

En la tabla 3.3. se pueden comparar los resultados medios de las diferentes analíticas realizadas con los valores típicos del agua residual doméstica bruta recogidos en distinta bibliografía.

Tabla 3.3. Comparación de resultados medios analizados con datos bibliográficos.

VARIABLE	unidades	Media CASTELLÓN	Henze (1997)			
			Muy diluida	diluida	moderada	Concent.
SS	mg/l	288	120	190	300	450
DBO ₅	mg/l	394	100	150	250	350
DQO _{Total}	mg/l	772	210	320	530	740
DQO _{soluble}	mg/l	305	80	130	210	300

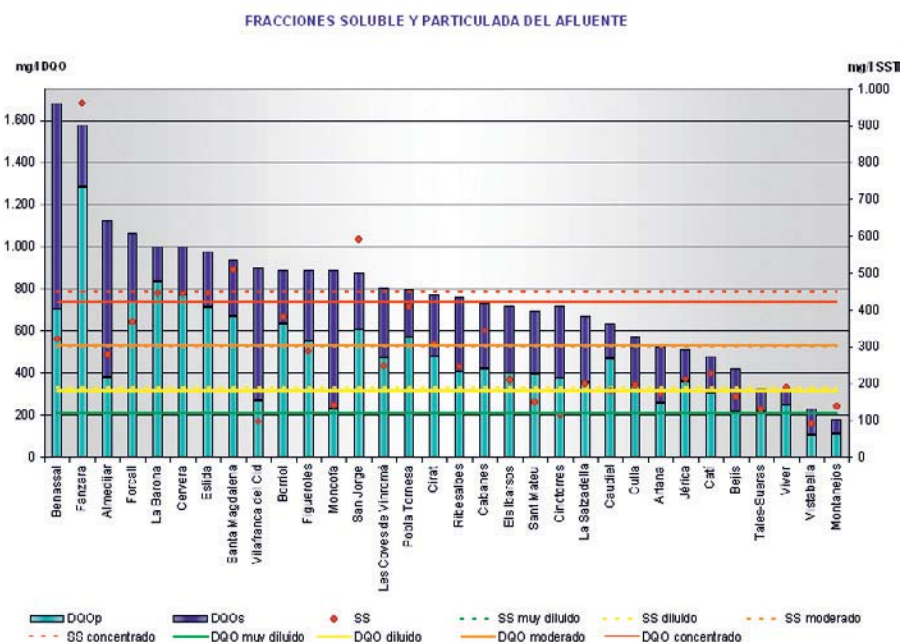
Como puede observarse en esta tabla, para la mayoría de los parámetros, la media del agua residual bruta de Castellón (sobre aproximadamente 350 muestras) se encuentra en el rango moderado-concentrado (más próximo al concentrado excepto para los SS, próximo al rango moderado) (Henze, 1997).

En la figura 3.8. se aprecia como la práctica totalidad de EDARs tratan aguas residuales brutas con DQO_s medias próximas a aguas concentradas, según Henze (1997). Destacan EDARs como la de Benassal y Fanzara con elevadas cargas contaminantes. Podemos diferenciar entre las dos EDARs la componente principal de la contaminación, mientras en Benassal la DQO principalmente aparece en forma disuelta (58 % DQO disuelta), en el caso de Fanzara la fracción sedimentable es la mayoritaria (81 %). En el caso de Benassal este incremento de carga es debido a los aportes al agua residual urbana que realiza la industria local (matadero municipal, quesera, pintura).

Como término medio, en la provincia de Castellón, el 60 % de la DQO total es debida a la fracción particulada del agua residual siendo el restante 40 % aportado por la componente soluble. Datos medios de caracterización del agua residual bruta para la aplicación del modelo 1 de la IAWQ hablan de 42,5 % para la fracción disuelta y 57,5 % para la suspendida, valores muy próximos a los obtenidos en este estudio.

También destacan las EDARs de Montanejos, Tales-Sueras, Viver y Vistabella por la baja carga contaminante de las aguas afluentes al reactor biológico. En las tres primeras esto es debido a la infiltración de aguas blancas que dan lugar

Figura 3.8. Fracciones soluble y sedimentable del afluente a las EDARs, comparación con datos de Henze (1997).

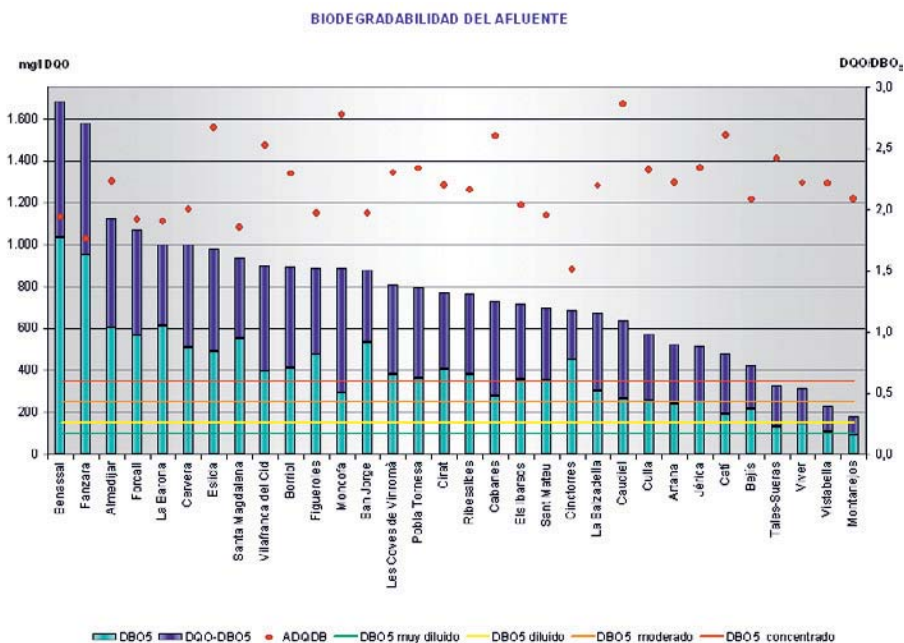


a la dilución del agua residual. En el caso de Vistabella, esta menor carga es debida al tratamiento primario (tanque Imhoff) que sufre el agua residual antes de pasar al reactor biológico, restos del antiguo sistema de tratamiento (lechos de turba) conservados operativos.

Estimación de la biodegradabilidad del agua residual de Castellón

La relación DQO/DBO₅ de un agua residual bruta es un buen índice de la degradación que puede esperarse utilizando organismos no aclimatados. Henze et al. (2002) establece como criterio de biodegradabilidad los siguientes valores para el ratio DQO/DBO₅: Valores entre 2,0 y 2,5 son los valores de biodegradabilidad típicos de aguas residuales domésticas, valores entre 1,5 y 2,0 aparecen en aguas con alta biodegradabilidad, valores de 2,5 a 3,0 o superiores serán propios de agua residual bruta que o bien presente sustancias inhibitoras del metabolismo celular o bien su composición sea fundamentalmente no biodegradable.

Figura 3.9. DBO₅, DQO y coeficiente de biodegradabilidad DQO/DBO₅ (ADQDB), comparación con datos de Henze (1997).



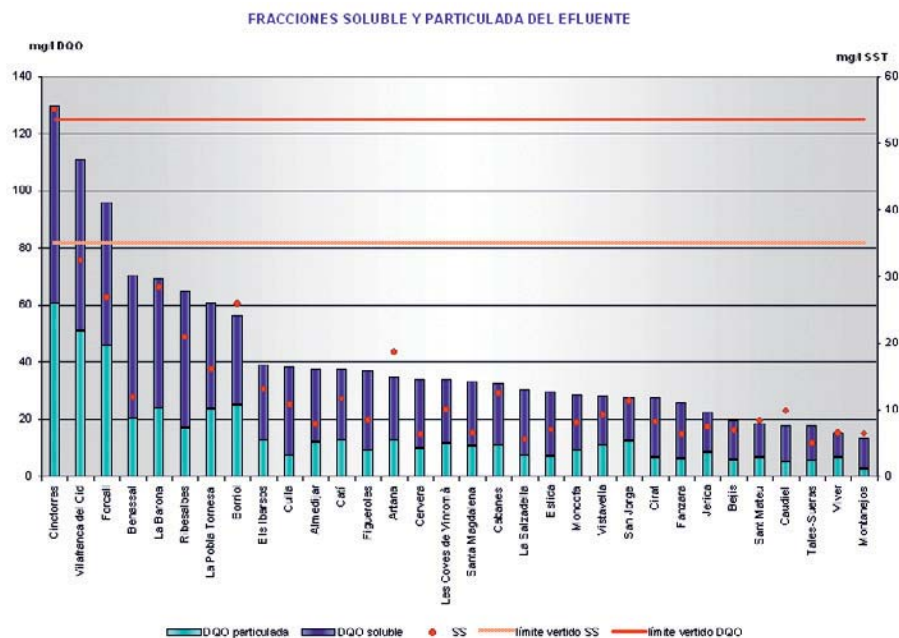
Caracterización del efluente depurado

Sobre las muestras del efluente se realizaron las mismas analíticas que en el afluente al reactor biológico.

Tabla 3.4. Caracterización estadística del efluente de planta.

VARIABLE	unidades	N	Media CASTELLÓN	Rango	Desviación estándar	Percentil 10	Percentil 90
pH	Unid. pH	353	7,29	5,96 – 8,31	0,39	6,8	7,8
Conductividad	$\mu S/cm$	353	1241	511 – 6.260	660,44	745	1770,0
Turbidez	NTU	353	17,7	0,0 – 899,0	56,32	0,0	38,5
SS	mg/l	353	13,2	4,0 – 140,0	16,35	4,0	30,0
DBO ₅	mg/l	354	10,5	5,0 – 156,0	13,95	5,0	22,0
DQO _{Total}	mg/l	354	41,8	5,0 – 305,0	38,97	11,0	85,0
DQO _{soluble}	mg/l	354	26,9	2,0 – 168,0	23,03	7,0	53,0

Figura 3.10. Caracterización de la materia orgánica del efluente de las EDARs.



La desviación estándar sigue siendo alta, observando los valores obtenidos para los percentiles 10 % y 90 % vemos que la agrupación de datos es menor que en el afluente.

Observando los datos medios podemos concluir que la media de los valores de carga de todas las EDARs se encuentra por debajo de los límites establecidos por la normativa aplicable.

En la figura 3.10. aparecen recogidas las concentraciones medias de los afluentes de las EDARs. También aparecen los límites de vertido definidos en la legislación vigente para la concentración de DQO total y sólidos suspendidos.

A excepción de la EDAR de Cincorres (en periodo de pruebas y puesta en marcha tras su reforma durante el periodo de muestreo), el resto de EDARs cumplen con la normativa, en la mayoría de los casos muy holgadamente para ambos parámetros. Sesgando los datos con la exclusión de la EDAR de Cincorres, la media de DQO en el efluente de las EDARs es de 38,55 mg O₂/l, muy por debajo de los 125 mg O₂/l establecidos por la normativa como límite de vertido. Lo mismo sucede con los sólidos suspendidos cuya media se encuentra en 11,90 mg/l lejos incluso de los 35 mg/l, valor más restrictivo establecido por la normativa (a las instalaciones muestreadas aplica el límite de 60 mg/l en la mayoría de los casos).

En el rango superior (vertidos con mayor carga contaminante pero que cumplen normativa) encontramos EDAR como Benassal, Ribesalbes, ambas con aportes industriales puntuales y en ambos casos con decantadores secundarios estáticos (de menor rendimiento), otras EDARs como Borriol, Forcall, La Barona o La Pobla Tornesa, todas instalaciones tecnológicamente menos avanzadas contrastan con EDARs como Jérica, Montanejos o Viver con los efluentes con la menor concentración de materia orgánica de todo el muestreo.

Estimación de la biodegradabilidad del efluente de planta

Tal y como indicábamos en el análisis de la biodegradabilidad del afluente a la EDAR, podemos calcular el cociente DQO/DBO₅ del efluente de planta y observamos como se ha producido un considerable decremento en la biodegradabilidad de la materia orgánica contenida en el agua residual depurada con respecto al agua residual bruta.

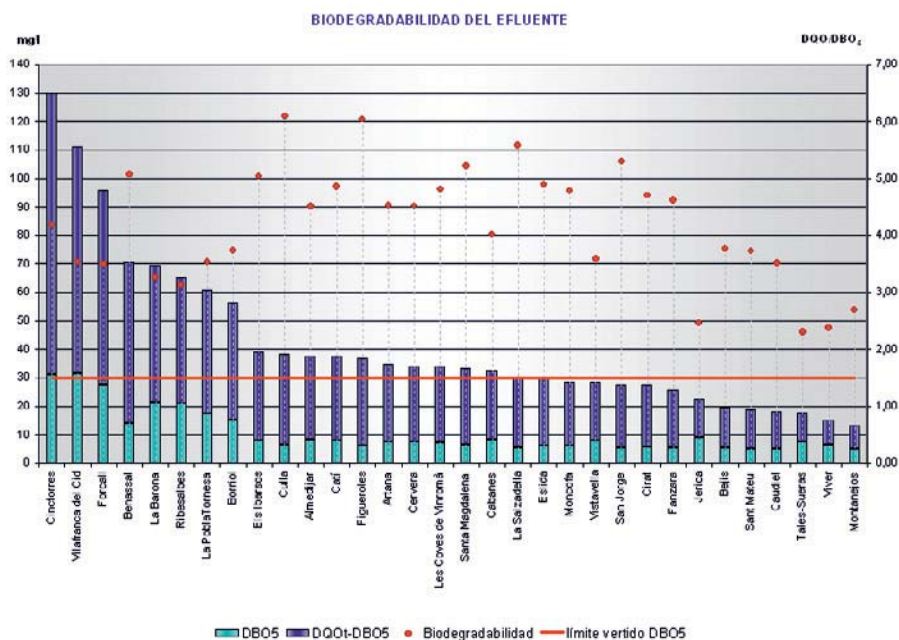
En la figura 3.11. podemos observar que, con la excepción de las EDARs de Viver, Tales-Sueras y Jérica, el resto de EDARs presentan valores entre 2,5 y 3,0 clasificándose sus aguas como de biodegradabilidad muy baja, cuando en el

afluente de planta este valor se encontraba por encima de 2,0 propio de aguas con una biodegradabilidad normal.

También se puede observar en la figura 3.11. como, con la excepción de las EDARs de Vilafranca del Cid y Cinto Torres, todas las EDARs cumplen con el límite de vertido con respecto a la concentración de DBO₅. La EDAR de Vilafranca del Cid presenta una problemática particular asociada al aporte de aguas residuales procedentes de la industria textil y que pese a su potencial biodegradabilidad, la composición de la misma afecta a la capacidad de floculación del fango activo reduciendo la eficiencia de separación sólido-líquido del clarificador. Actualmente se están dosificando aditivos químicos (coagulantes y decolorantes) obteniéndose efluentes que se adecuan totalmente a la normativa aplicable. En cuanto a la EDAR de Cinto Torres, como se ha comentado con anterioridad se muestreo durante su etapa de puesta a punto y arranque. Actualmente sus rendimientos de depuración son buenos.

Destacar también, la mayor biodegradabilidad o menor proporción de la componente inerte de los efluentes regenerados que corresponde a las EDARs con menores concentraciones de materia orgánica en sus efluentes (Montanejos, Viver, Tales-Sueras, Caudiel, etc.) y que a su vez se corresponde con las EDARs cuyos afluentes presentan los valores más elevados de biodegradabilidad.

Figura 3.11. DBO₅, DQO y coeficiente de biodegradabilidad (DQO/DBO₅).



Rendimientos de eliminación de materia orgánica

El rendimiento en la eliminación de la materia orgánica en cada una de sus formas es lo que va a determinar la eficiencia del proceso depurador.

Destacar que la totalidad de las EDARs cumplen la normativa aplicable al límite de vertido para el contenido en DBO₅ de sus efluentes con rendimientos superiores al 90 %.

Es muy interesante comparar estas gráficas con las gráficas de composición del efluente de cada una de las EDARs. Si bien el efluente con la menor concentración de DBO₅ corresponde a las EDARs de Sant Mateu, Caudiel, La Salzadella o Montanejos con valores próximos a 5 ppm, los mayores rendimientos en eliminación son para EDARs como Fanzara, Figueroles, Santa Magdalena de Pulpis o Cervera, es más, Caudiel o Montanejos se encuentran dentro de las EDARs con menores rendimientos del conjunto debido a lo diluido de sus afluentes.

La EDAR de Fanzara no solo es una de las que recibe un afluente con mayor carga sino que además es la planta con mejores rendimientos del conjunto.

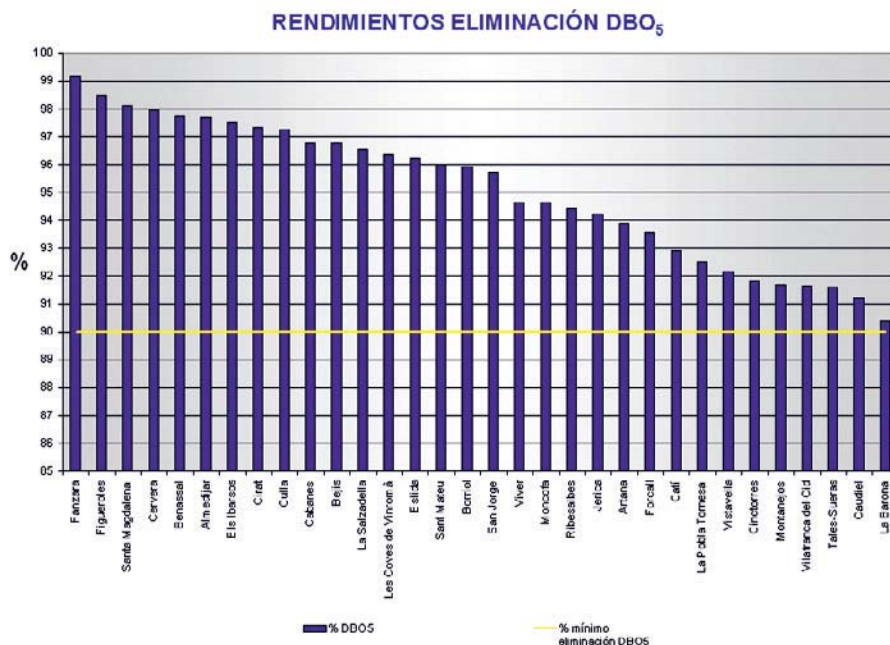


Figura 3.12. Rendimientos medios de eliminación de DBO₅.

Figura 3.13. Rendimientos medios de eliminación de DQO.

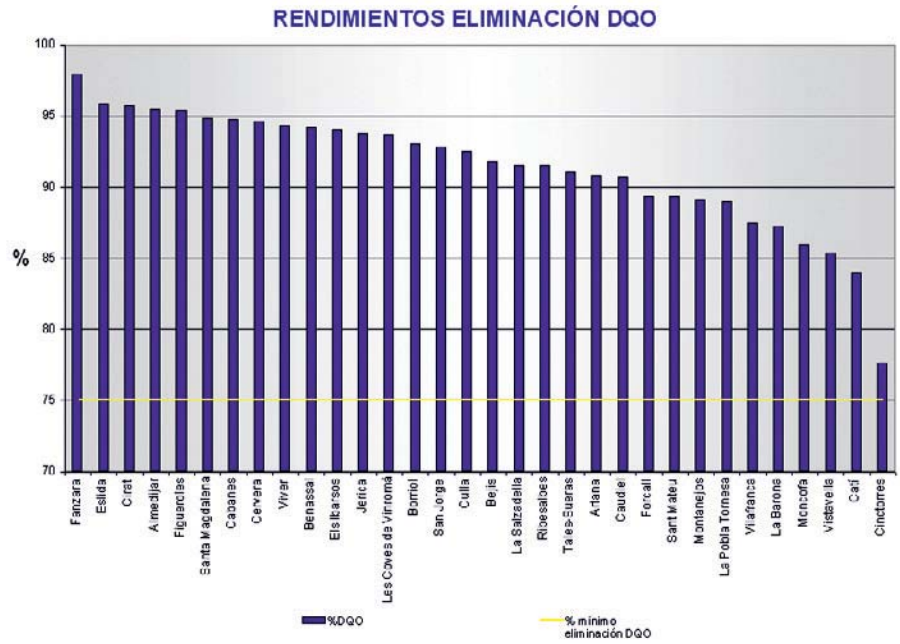
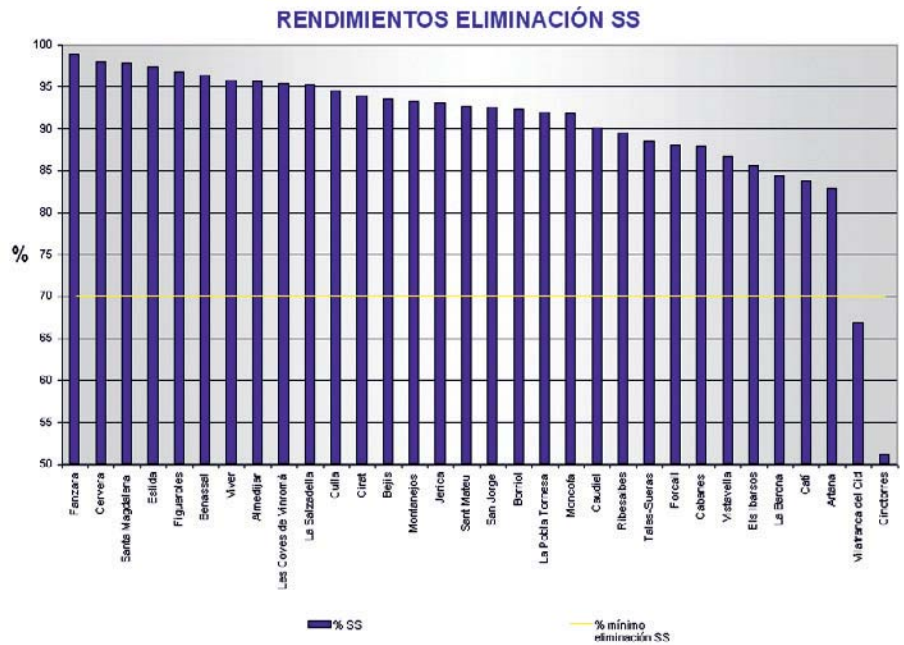


Figura 3.14. Rendimientos medios de eliminación de SS.



La EDAR de La Barona es la que presenta el peor rendimiento de todo el grupo. Destacar que esta EDAR posee el reactor biológico con el menor volumen (46 m³) de todas las EDARs muestreadas. Este factor es muy importante dado que el volumen de este se encuentra directamente relacionado con la capacidad de dilución ante la recepción de puntas de carga o vertidos que afectan de forma perjudicial al proceso biológico de depuración.

El 100 % de las EDARs muestreadas cumplen la normativa aplicable al porcentaje mínimo de reducción de la concentración de DQO. Al igual que sucedía con la DBO₅, las EDARs con los efluentes con menor carga no son las que mejores rendimientos obtienen. En general las EDARs con mayores rendimientos se corresponde con las que tienen afluentes con mayores cargas (Fanzara y Eslida).

Solo las EDARs de Vilafranca del Cid y Cincorres no sobrepasan los porcentajes mínimos de eliminación requeridos por la legislación vigente. En el caso de la EDAR de Vilafranca del Cid esto se debe al aporte de agua industrial por parte de la industria local. El efecto de este vertido sobre la EDAR se traduce en un fango con muy baja sedimentabilidad que es el responsable de los bajos rendimientos del clarificador secundario tal y como hemos comentado anteriormente.

Dinámica de la materia orgánica en el sistema

El cambio de composición de la materia orgánica contenida en el agua residual tras ser sometida al proceso de depuración está directamente relacionada con los mecanismos responsables de la eliminación de la misma.

Tres son los mecanismos implicados en la eliminación de materia orgánica en el seno del reactor biológico: La *adsorción física*, la *volatilización* y por último y más importante, la *biodegradación*.

- La *adsorción física de partículas* al floculo en mezclas complejas (como el agua residual) parece estar limitada a unos pocos compuestos no siendo en la mayoría de los casos el mecanismo prioritario de eliminación de la materia orgánica. Pesticidas, metales pesados o compuestos surfactantes parecen ser eliminados eficazmente por este mecanismo. En general, cuanto mayor sea la concentración de sólidos del reactor y más pequeña la edad del fango, mayor es la capacidad de adsorción al floculo.

Dados los sistemas en los que se ha realizado el estudio (aireaciones prolongadas) y teniendo en cuenta que si bien la concentración de sólidos en el reactor es alta (3.902 mg/l como término medio) las edades del fango son muy ele-

vadas, considerándose por tanto no relevante la eliminación de compuestos orgánicos mediante este mecanismo.

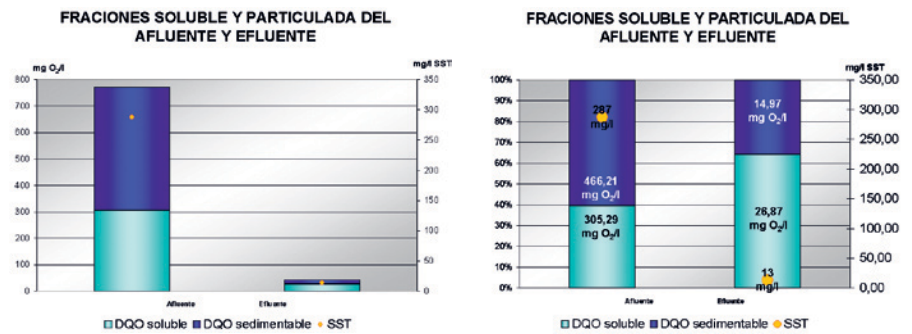
- La eliminación de compuestos volátiles en el reactor biológico tendrá lugar por *volatilización*. El vertido tratado en las EDARs muestreadas es de origen doméstico prácticamente en la totalidad de los casos, la concentración de compuestos volátiles en estas aguas será baja. Los altos tiempos de retención en los reactores (53 h como término medio) hacen pensar que la eliminación de estos compuestos sea total.
- La *biodegradación* es el principal mecanismo de eliminación de materia orgánica que tiene lugar en el reactor biológico. Henze (1979, 1992, 1997) diferencia entre materia orgánica biodegradable e hidrolizable. Atendiendo a la velocidad de degradación de la materia orgánica, podemos distinguir entre materia fácilmente biodegradable, materia fácilmente hidrolizable y lentamente hidrolizable. La materia orgánica biodegradable es aquella cuya mineralización es completa mientras que la materia orgánica hidrolizable es aquella cuya mineralización total no se completa.

Los compuestos orgánicos inertes o recalcitrantes son aquellos no biodegradables ni hidrolizables que no son alterados en el sistema o que son generados en este. Es de esperar que la concentración de este tipo de compuestos en el efluente aumente con respecto a los contenidos en el afluente. Tal y como observamos la biodegradabilidad del efluente disminuye con respecto al afluente (pasa de 2,20 en el afluente a 4,18 en el efluente) debido al cambio de composición de la materia orgánica, el efluente contiene materia orgánica difícilmente biodegradable y compuestos orgánicos inertes o recalcitrantes.

La degradación de compuestos orgánicos lenta o difícilmente biodegradables es llevada a cabo únicamente por microorganismos con tasas de crecimiento muy bajas y por tanto presentes en sistemas con altas edades del fango, siendo, por tanto, los sistemas de fangos activos en aeración prolongada, medios idóneos para la remoción de moléculas complejas contenidas en el agua residual.

En la figura 3.15. observamos como se produce un incremento porcentual de la DQO_{soluble} en el efluente con respecto al porcentaje de esta en el afluente. Parte de esta DQO_{soluble} es no biodegradable y es biogenerada *de novo* en el sistema debido al metabolismo microbiano y a la génesis de SMP (productos microbianos solubles) que son liberados por la propia actividad biológica bacteriana o son restos de la degradación celular.

Figura 3.15. Composición de la materia orgánica del afluente y efluente del sistema.



En el reactor biológico, debido al metabolismo microbiano y a los distintos procesos de eliminación de materia orgánica comentados, se produce una variación de la composición relativa de las fracciones disuelta y sedimentable de la DQO. La composición porcentual de la DQO en afluente pasa de valores para la DQO_{disuelta} del 39 % a valores del 64 % en el efluente, la DQO_{sedimentable} pasa del 61 % del afluente al 36 % del efluente, como término medio en las plantas muestreadas.

Los elevados tiempos de retención de los reactores de estas EDARs favorecen los procesos de hidrólisis de la materia orgánica no disuelta. La materia orgánica sedimentable no biodegradable e inerte o recalcitrante se acumula en los fangos extraídos del sistema (fangos en exceso) mientras que en el efluente podemos observar un incremento relativo de la concentración de materia orgánica soluble no biodegradable, inerte o recalcitrante.

La acción del cultivo microbiano conlleva un incremento porcentual de la proporción de materia orgánica no biodegradable debido al consumo de la materia biodegradable y a la producción *de novo* de materia orgánica inerte.

Podemos comprobar como existe un incremento de las fracciones no biodegradables en el efluente analizando la biodegradabilidad y relación DBO₅/SS de afluente y efluente:

- La DBO₅ por miligramo de sólido suspendido en el afluente es de 1,37 mg O₂ DBO₅/mg SS mientras que en el efluente esta razón es de 0,78 mg O₂ DBO₅/mg SS. Los sólidos suspendidos del efluente son menos biodegradables que los aportados por el afluente a planta.

- Comparando valores de biodegradabilidad de afluente y efluente comprobamos como esta pasa de un valor de 2,20 a 4,18 mg O₂ DBO₅ / mg O₂ DQO.

Comparando la relación DQO vs. DBO_5 , entre el afluente y efluente, vemos que en el afluente la DBO_5 representa el 51,2 % de la DQO total mientras que en el efluente la DBO_5 pasa a representar solo el 23,8 % de la DQO total.

De los datos aportados por la figura 3.15. podemos concluir que el rendimiento medio en la eliminación de DQO en los sistemas de fangos activos de aireación prolongada muestreados es del 94,57 % siendo la de la DBO_5 del 97,4 %. El rendimiento medio en la reducción de sólidos suspendidos es del 95,47 %. En todos los casos son valores muy elevados que ponen de manifiesto la elevada eficiencia de este sistema.

3.3.4. Caracterización del nitrógeno del agua residual de Castellón

Formas del nitrógeno en el agua residual

Fundamentalmente el nitrógeno en el agua se encuentra en tres formas distintas:

Nitrógeno orgánico: es aportado al agua residual principalmente por las heces y orina, engloba tanto el nitrógeno aportado por las proteínas y urea como otros compuestos orgánicos no naturales.

Nitrógeno amoniacal: en forma de amoniaco (NH_3) o ión amonio (NH_4^+) se encuentran disueltos en una forma u otra en función del pH

Nitrógeno oxidado: como nitritos o nitratos podemos encontrar también el nitrógeno disuelto en el agua residual. El nitrito rápidamente se oxida a nitrato, por ello se presenta (si lo hace) en muy bajas concentraciones (< 1 ppm).

En el presente estudio se determinó el nitrógeno total que engloba a todas las formas del nitrógeno presentes en el agua residual. Esta determinación se realizó tanto sobre la muestra total como el filtrado de la misma pudiendo de esta forma diferenciar entre las fracciones soluble y particulada del nitrógeno total. También se determinó el contenido en nitrógeno amoniacal.

Al igual que sucede con la materia orgánica, podemos caracterizar los nutrientes inorgánicos contenidos en el agua residual atendiendo al estado en que se encuentran en la misma.

Diferenciamos en el agua residual entre compuestos nitrogenados solubles y particulados. Al igual que sucedía con la materia orgánica tomamos como criterio arbitrario para diferenciar entre fracción soluble y particulada la filtración de la muestra a través de una membrana de 0,45 μm de luz de poro, los compuestos

solubles son aquellos que no quedarán retenidos en ella mientras que los que queden retenidos en esta se englobarán dentro del conjunto de compuestos nitrogenados particulados.

Dentro de los compuestos nitrogenados solubles debemos destacar el amonio como el principal componente de esta fracción seguido de otras moléculas como nitratos y nitritos, estos últimos prácticamente en trazas debido a su elevada reactividad. La fracción particulada del nitrógeno se encuentra asociada a la fracción particulada de la materia orgánica.

El amonio es altamente tóxico para la fauna piscícola de los ríos, por eso una de las funciones de las EDARs es eliminar estos compuestos. El amonio es aportado al agua residual principalmente por la orina y la oxidación de este en el reactor biológico es solo posible manteniendo ciertas condiciones de operación de la planta. Las condiciones óptimas de eliminación vienen definidas tanto por la configuración del sistema como por la correcta explotación del mismo.

La remoción controlada del nitrógeno del agua residual requiere de un adecuado diseño de las instalaciones de depuración. Para que tengan lugar los procesos de nitrificación (oxidación biológica del nitrógeno amoniacal a nitratos) y desnitrificación (reducción de los nitratos a nitrógeno gas) es fundamental dimensionar la EDAR para estos cometidos. La mayoría de instalaciones muestreadas no fueron diseñadas en su día para cumplir este cometido siendo por tanto la eliminación de las formas del nitrógeno circunstancial y en ningún caso controlable.

Básicamente, el proceso de eliminación de nitrógeno tiene lugar en dos etapas, una primera consistente en la oxidación de nitrógeno amoniacal a nitratos (nitrificación) y una segunda fase en la que los nitratos son reducidos hasta nitrógeno gas (desnitrificación). Para que tenga lugar la primera reacción es necesario que el sistema de aeración de la EDAR esté dimensionado para ser capaz de suministrar el suficiente oxígeno para que tenga lugar en el seno del licor mezcla la oxidación de la materia orgánica y del nitrógeno amoniacal. En segundo lugar, para que tenga lugar la desnitrificación o reducción de nitratos a nitrógeno gas es necesario que el cultivo microbiano se encuentre en condiciones de anoxia, es decir, que el cultivo no disponga de oxígeno disuelto. En estas condiciones, algunas bacterias son capaces de respirar nitratos empleando estos como último aceptor de electrones en lugar del oxígeno. La respiración de los nitratos conlleva la reducción de los mismos y la formación de nitrógeno gas que pasará a la atmósfera.

En la mayoría de los casos el proceso de nitrificación tiene lugar con una alta eficiencia siendo el proceso de desnitrificación el limitante en la eliminación de nitrógeno. La inexistencia de zonas anóxicas en el reactor o el reducido tamaño

de las mismas impiden que esta reacción se produzca. El proceso de desnitrificación tiene lugar en muchos casos en el decantador secundario ocasionando ascensiones del fango (*rising sludge*) debido al esponjamiento del mismo (pérdida de densidad del floculo al ocluir pequeñas burbujas de nitrógeno gas). La flotación de fangos en la decantación secundaria puede conllevar la pérdida de sólidos con el efluente y por tanto a la merma de calidad de este

Como ya se ha comentado anteriormente, la mayoría de EDARs muestreadas no están diseñadas para la eliminación biológica de nutrientes inorgánicos si bien la eliminación de estos tiene lugar en mayor o menor medida gracias a la optimización del control del proceso parametrizando el funcionamiento de la EDAR de forma que se maximice la remoción de estos.

Actualmente todas las EDARs se dimensionan con el fin de eliminar, no solo la materia orgánica, sino también los nutrientes inorgánicos presentes en el agua residual. Estos son los responsables de la eutrofización de los cursos fluviales.

CARACTERIZACIÓN DEL NITRÓGENO DEL AFLUENTE

Tabla 3.5. Descripción estadística de las formas del nitrógeno afluentes al reactor biológico.

PARÁMETRO	unidades	Nº de muestras	Media CASTELLÓN	Rango	Desviación estándar
NT	mg N/l	342	62,7	3,0 – 175,0	36,66
NT_{soluble}	mg N/l	343	45,7	2,9 – 150,0	29,44
NH₄	mg N/l	342	31,3	1,6 – 121,0	22,05

Destacar el elevado aporte de compuestos nitrogenados que tienen las aguas residuales afluentes a la EDAR de La Salzadella con una concentración de nitrógeno total de 105 ppm y especialmente el contenido en amonio de esta agua que como término medio contienen 60,54 ppm. En el extremo opuesto encontramos la EDAR de Sant Mateu con 26,9 ppm de Nitrógeno Total.

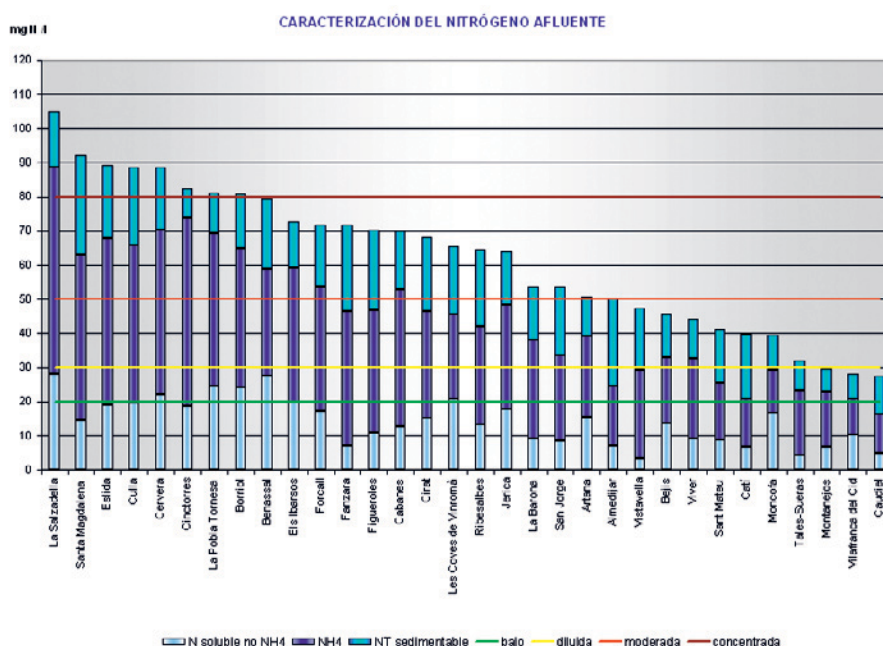
La EDAR de Sant Mateu es la planta cuyo reactor ingresa las aguas con menor contenido en amonio del muestreo, 8,67 ppm.

Tabla 3.6. Comparación resultados medios con datos bibliográficos.

VARIABLE	unidades	Media CASTELLÓN	Henze (1997)			
			Muy diluida	diluida	moderada	Concent.
NT	mg N/l	62,19	20	30	50	80
NH₄	mg N/l	31,3	12	18	30	50

Comparando los resultados medios obtenidos para cada una de las EDARs podemos hacer la siguiente gráfica. En ella podemos catalogar, según los rangos establecidos en la bibliografía, cada una de las plantas en función de la concentración de nitrógeno en su afluente.

Figura 3.16. Formas del nitrógeno en el afluente a las EDARs, comparación con datos de Henze (1997).



Tal y como se observa en la figura 3.16., todas las EDARs se encuentran por encima del rango de aguas muy diluidas, y entre estas, el 25 % de las EDARs muestreadas se encuentran por encima del rango de aguas concentradas propuesto por Henze (1997). Atendiendo a la media de todas las instalaciones muestreadas ($N_T = 62,7 \text{ mgN/l}$) podemos concluir que las aguas residuales de Castellón presentan una elevada concentración de nitrógeno, encontrándose estas dentro del rango moderado-concentrado propuesto por Henze (1997).

El nitrógeno se presenta en el agua residual bruta fundamentalmente en forma amoniacal. La excreta humana con importantes aportes de urea que posteriormente se hidrolizará dando lugar a amonio es la responsable. Las aguas analizadas contienen un 50 % del nitrógeno en esta forma, porcentaje inferior al 60-70 % que propone la bibliografía (Activated Sludge Model nº2 IAWQ).

Caracterización del nitrógeno del efluente

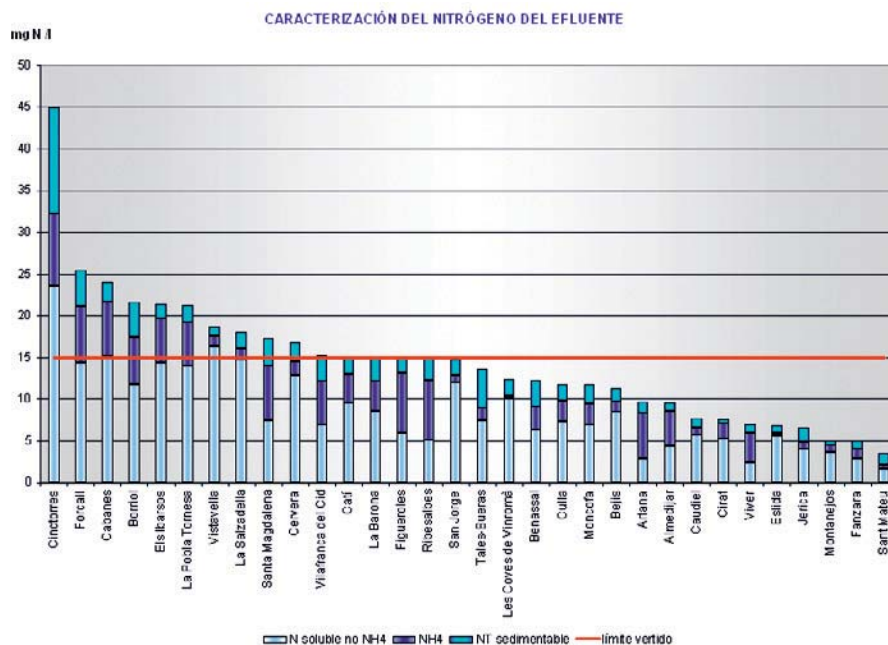
Sobre las muestras del efluente de las EDARs muestreadas se realizaron las mismas analíticas que en el afluente al reactor biológico.

Tabla 3.7. Descripción estadística básica del efluente de planta.

VARIABLE	unidades	Nº muestras	Media	Rango	Desviación estándar	Percentile 10	Percentile 90
NT	mg N/l	339	14,5	0,5 – 120,0	12,39	3,2	31,2
NT soluble	mg N/l	339	12,1	0,2 – 48,7	9,95	2,5	25,4
NH₄	mg N/l	339	3,40	0,03 – 38,4	4,78	0,15	8,19

La media de la concentración de nitrógeno total de las instalaciones muestreadas es de 14,21 mg N/l valor inferior al rango establecido en la normativa (15 mg/l N para poblaciones de 10.000 a 100.000 habitantes) si bien en la figura 3.17. podemos observar como el 34,37 % de las instalaciones superan dicho valor.

Figura 3.17. Caracterización de las formas del nitrógeno en el efluente de planta.



Rendimientos en la eliminación del nitrógeno

De la figura 3.18. podemos concluir que el 40,6 % de las EDARs muestreadas no alcanzan el 70 % de reducción de Nitrógeno Total. Dicho límite, establecido por la normativa, solo es aplicable en términos de adecuación a la ley por las EDARs que vierten a zona sensible.

La EDAR de Tales-Sueras, si bien no alcanza el porcentaje de reducción del 70 %, tiene un vertido cuya concentración se encuentra por debajo de las 15 ppm.

Destacar que, pese a no estar dimensionadas para cumplir con este objetivo, el 66 % de las EDARs (Figura 3.17.) vierten por debajo del límite de vertido establecido para zona sensible (15 ppm de N).

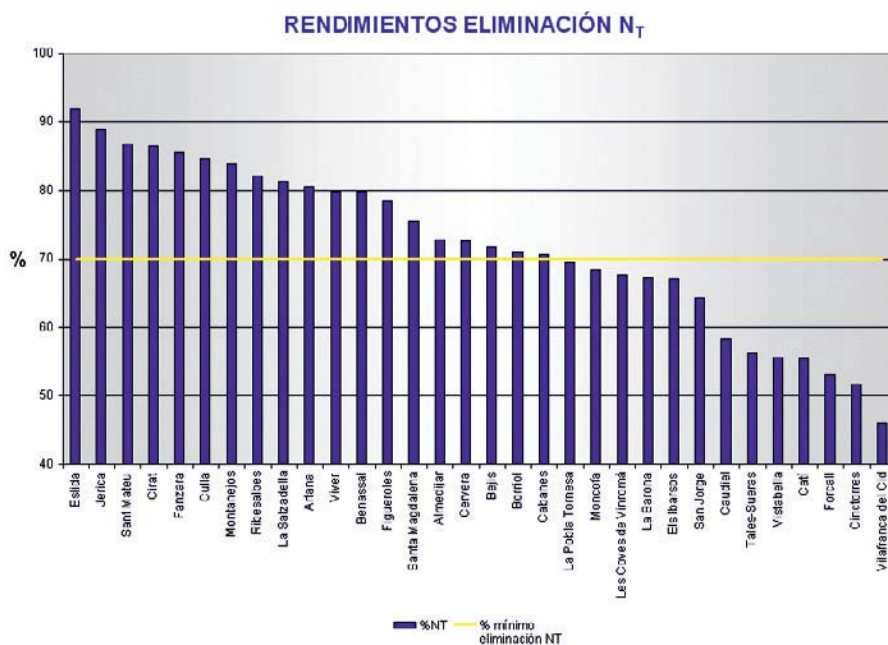


Figura 3.18. Rendimientos eliminación Nitrógeno Total.

Caracterización de las formas del nitrógeno en el sistema

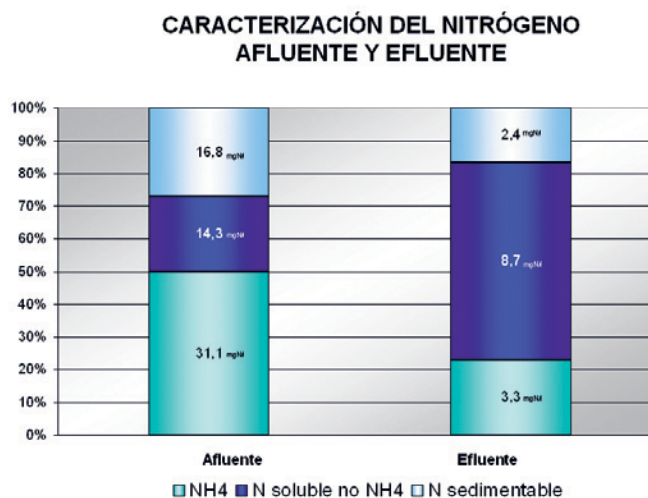
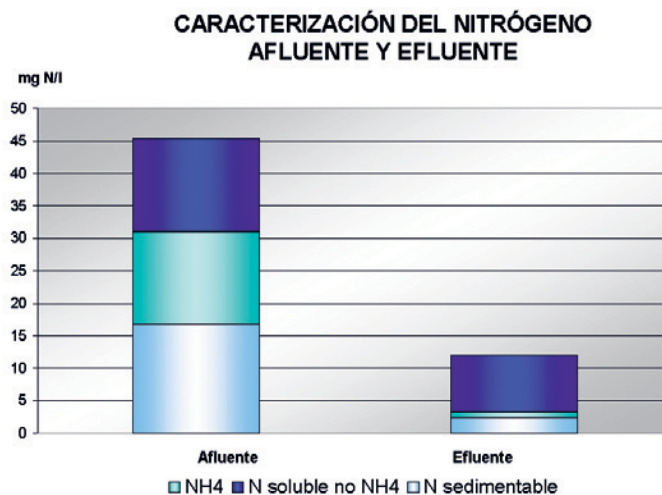


Figura 3.19. Composición del nitrógeno en el afluente y efluente del sistema de fangos activos.

Tal y como comentábamos con anterioridad, el nitrógeno contenido en el agua residual podemos dividirlo en dos componentes atendiendo a la forma en que esté en ella. Distinguimos una fracción soluble y una particulada (principio de filtrado) y dentro de la fracción soluble distinguimos entre el nitrógeno amoniacal y el resto de formas de nitrógeno.

Observamos en la figura 3.19. que el rendimiento de eliminación de nitrógeno total es del orden del 77 % no siendo equitativa la reducción de la concentración

de las diferentes formas del nitrógeno. Mientras que para el nitrógeno amoniacal la reducción es de prácticamente el 90 %, para el nitrógeno soluble no amoniacal es del 86 % y para el nitrógeno total soluble es del 61 %.

El nitrógeno soluble no amoniacal del efluente está formado principalmente por nitratos. Mientras en el afluente representa solo un 23 % del nitrógeno total, en el efluente su proporción se incrementa hasta el 60,35 %. Inversamente y como fruto del proceso de nitrificación vemos como la proporción de amoniaco pasa del 50 % (componente mayoritario del afluente) a ser tan solo un 23 % en el efluente.

Este diferente grado de remoción de las formas del nitrógeno es debido a las condiciones *ambientales* que favorecen ciertos procesos del metabolismo bacteriano. El proceso de nitrificación (oxidación de amonio a nitratos) tiene lugar con una elevada eficiencia debido a que se trata de un proceso favorecido por elevadas edades del fango y que como principal limitante tiene el aporte deficitario de oxígeno, hecho que en la mayoría de instalaciones no tiene lugar.

3.3.5. Caracterización del fósforo del agua residual

El análisis del fósforo total se realiza sobre la muestra sin tratar de forma que este integra tanto la fracción soluble como sedimentable del fósforo del agua residual. Al analizar ortofosfatos recogemos la práctica totalidad de fósforo soluble de la muestra.

En la provincia de Castellón, el fósforo es el nutriente inorgánico limitante en los procesos de eutrofización (el nitrógeno es excedente) de ahí la gran importancia de su remoción.

El fósforo es principalmente incorporado en el afluente a la EDAR por el aporte de jabones y detergentes.

La eliminación biológica del fósforo requiere que el cultivo microbiano sea sometido a la alternancia de condiciones de presencia y ausencia de oxígeno (y de nitratos) es decir, alternar condiciones de aerobiosis y anaerobiosis (no anoxia). El problema radica en obtener zonas anóxicas (exentas de nitratos y oxígeno) en el reactor sin comprometer con ello la eliminación de materia carbonosa. Cuando una EDAR es diseñada *ex novo* y se pretende eliminar fósforo se diseña y dimensiona para tal fin habilitando una zona del reactor para que reúna estas condiciones (compartimentalización biótica del reactor).

En las EDARs que vierten a zonas sensibles, la eliminación del fósforo se realiza mediante precipitación química de este empleando sales metálicas trivalentes de hierro o aluminio. Los precipitados obtenidos se extraen del sistema junto con los fangos en exceso (lodos biológicos).

Durante el presente estudio, en ninguna EDAR se realizaba la eliminación del fósforo por vía química de forma que los datos de eliminación corresponden exclusivamente a la eficiencia del proceso biológico.

Caracterización del fósforo del efluente

Tabla 3.8. Descripción estadística básica del afluente al reactor biológico.

PARÁMETRO	unidades	Nº muestras	Media CASTELLÓN	Rango	Desviación estándar
PT	<i>mg P/l</i>	353	18,2	2,6 – 79,5	11,91
Ortofosfato	<i>mg P/l</i>	349	9,6	1,0 – 64,2	7,58

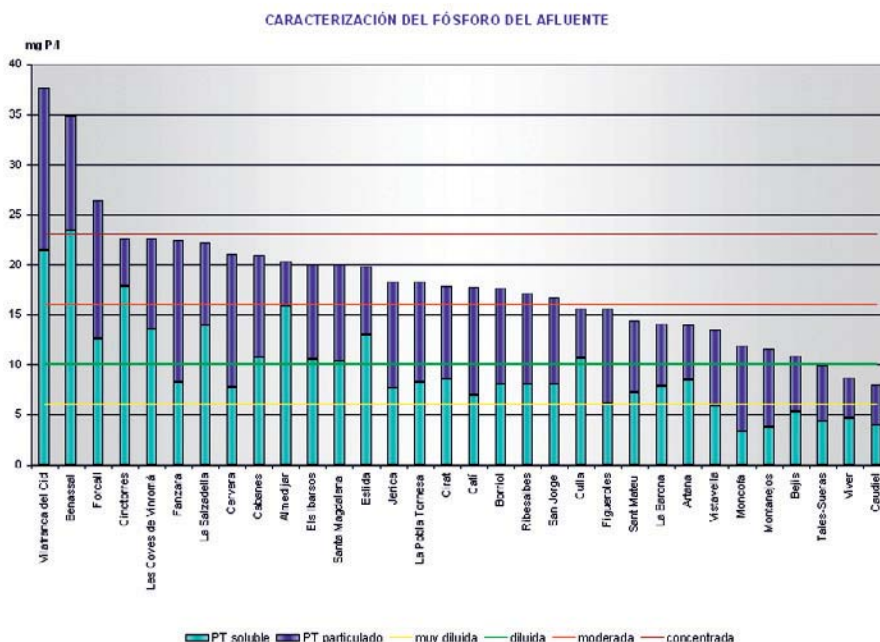
Tabla 3.9. Comparación resultados medios con datos bibliográficos.

VARIABLE	unidades	Media CASTELLÓN	Henze (1997)			
			Muy diluida	diluida	moderada	Concent.
PT	<i>mg P/l</i>	18,2	6	10	16	23
Ortofosfato	<i>mg P/l</i>	9,6	4	6	10	14

Como podemos observar en la tabla 3.9., la media de la concentración de fósforo de Castellón se encuentra dentro del rango de moderada según Henze (1997) si bien podemos ver que el rango (tabla 3.8) es muy amplio y que aparecen valores que triplican el valor propuesto para aguas concentradas. Estos casos fueron puntuales y siempre asociados a EDARs con afluentes en los que existe aporte de agua industrial.

En la figura 3.20. vemos como el 9,5 % de los reactores biológicos de las EDARs muestreadas reciben aguas residuales con una elevada carga de fósforo total (aguas concentradas según Henze, 1997). Hay casos como los de las EDAR de Benassal y Vilafranca del Cid en las que los valores medios alcanzan las 35 ppm muy por encima de las 23 ppm propias de aguas concentradas propuesto por Henze (1997). Los aportes de agua industrial al agua residual urbana son muy importantes en estos municipios, en el caso de Benassal, al agua residual del matadero hay que añadirle el agua industrial procedente de la fábrica de quesos; en el caso de Vilafranca del Cid, el agua residual procedente de la industria textil varía considerablemente las propiedades del agua residual doméstica. El 9,5 % de las EDARs reciben aguas catalogadas de concentradas para su contenido en fósforo total, el 53 % de las EDARs se encuentran dentro de un rango de carga entre moderado y concentrado, el 28 % entre diluido y moderado, el restante 9,5 % entre muy diluido y diluido no encontrándose ningún caso de aguas con una concentración de fósforo total muy diluida.

Figura 3.20. Formas del fósforo en el afluente a las EDARs, comparación con datos de Henze (1997).



Caracterización del fósforo del efluente

Sobre las muestras del efluente de las EDARs muestreadas se realizaron las mismas analíticas que en el afluente al reactor biológico.

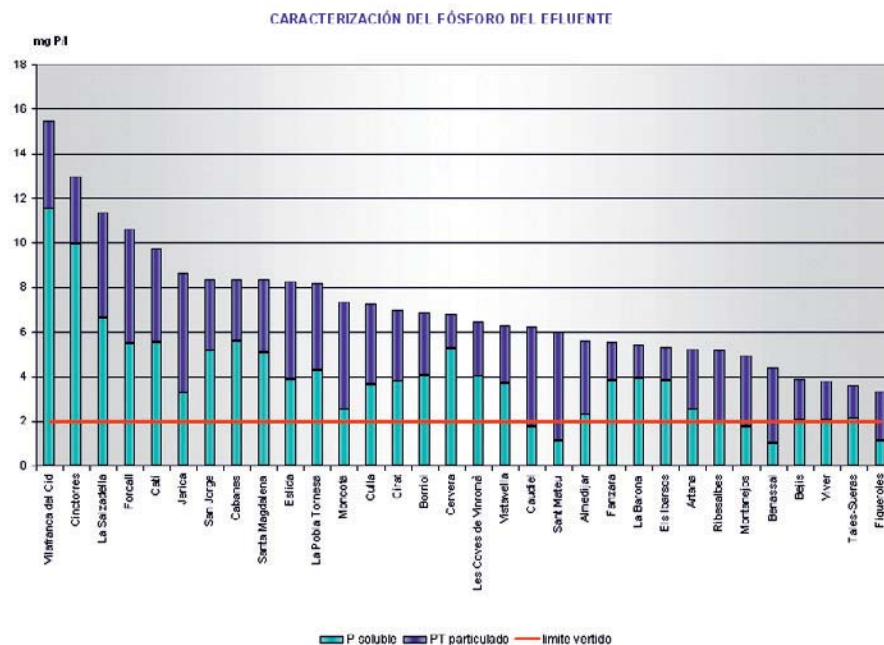
Tabla 3.10. Descripción estadística básica del efluente de planta.

VARIABLE	unidades	Nº muestras	Media CASTELLÓN	Rango	Desviación estándar	Percentil 10	Percentil 90
PT	mg P/l	353	7,1	0,2 – 29,7	5,10	1,9	13,3
Ortofosfato	mg P/l	352	3,9	0,2 – 24,4	3,11	1,0	7,6

Como podemos observar en la figura 3.21., todas las EDARs incumplen el límite de vertido aplicable a zonas sensibles y tomado aquí como referencia para realizar la comparación. En general los rendimientos en remoción del fósforo son bastante pobres.

Como antes comentábamos, actualmente se está procediendo a eliminar el fósforo mediante precipitación química con sales trivalentes de hierro en aquellas EDAR que vierten a zonas catalogadas como sensibles.

Figura 3.21. Formas del fósforo en el efluente a las EDARs.



Rendimientos medios de eliminación de fósforo

Como podemos observar en la figura 3.22., a excepción de la EDAR de Fanzara con rendimientos superiores al 80 %, el resto de las EDARs estudiadas no presentan unos rendimientos satisfactorios en la eliminación de fósforo.

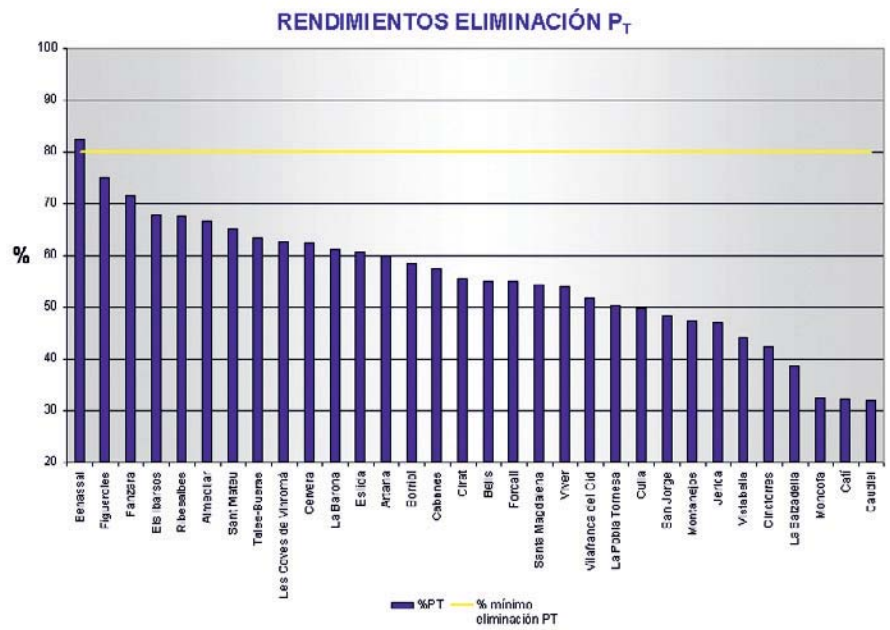


Figura 3.22. Rendimiento del fósforo en las EDARs.

Evolución de las formas del fósforo en el sistema

En la figura 3.23, vemos como tiene una reducción media del contenido en fósforo total entre el afluente y efluente del 61 % y como no se aprecian diferencias entre la composición del fósforo (% relativos entre fracción soluble/particulada) entre el afluente y efluente de la EDAR.

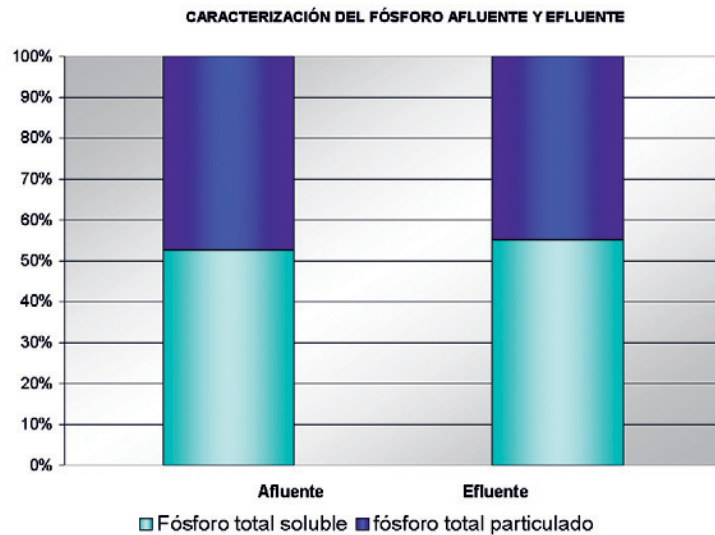
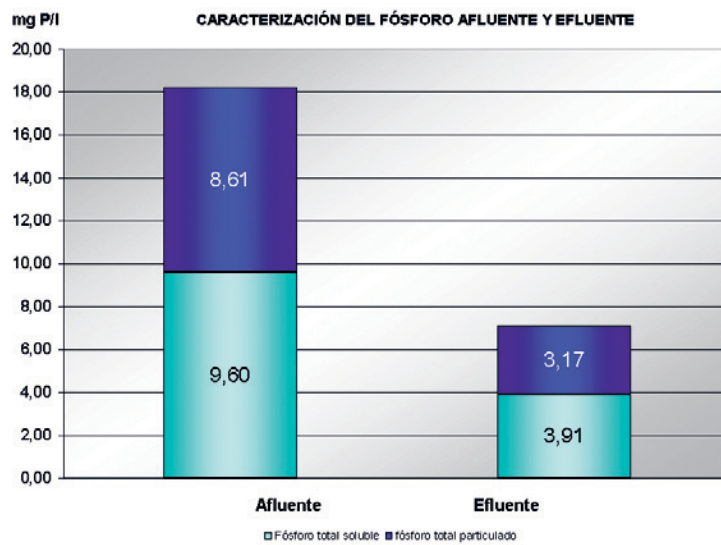


Figura 3.23. Composición del fósforo en el afluente y efluente del sistema de fangos activos. Ortofosfato o fracción soluble y fósforo insoluble o fracción particulada del mismo.

En la figura 3.24. atendiendo a las primeras divisiones que aparecen, podemos observar 4 grupos de EDARs.

En un primer grupo encontramos las EDARs que reciben aguas residuales con elevadas cargas contaminantes (un 13 % de las plantas muestreadas). Esta concentración más elevada de contaminantes, generalmente, tiene su origen en los aportes industriales a las aguas residuales domésticas, dentro de este grupo encontramos las EDARs de Fanzara, Benassal, Moncofa y Vilafranca del Cid. Especialmente contaminadas se sitúan las aguas residuales de Fanzara y Benassal, las más diferenciadas del conjunto, con una mayor carga que el resto pero sin llegar al nivel de las dos EDARs anteriores, encontramos Benassal y Fanzara. Por otro lado, la EDAR de Catí también se encuadraría en este grupo pero dado que el estudio se ha centrado en caracterizar el agua afluente y efluente al reactor y no a la EDAR, esta depuradora no aparece dentro de este primer grupo. Apuntar que previo al tratamiento biológico mediante aireación prolongada, el agua residual afluente a la EDAR de Catí pasa por un tratamiento primario (Tanque Imhoff) y un primer tratamiento biológico sobre lecho fijo (filtro percolador) para posteriormente ingresar en el sistema de fango activo.

En el otro extremo encontramos al 13 % de las EDARs muestreadas (grupo 4) y cuyas aguas residuales podrían considerarse como diluidas, en general, como consecuencia del aporte de aguas fluviales al agua residual. EDARs como Montanejos, Tales-Sueras o Viver se encuadrarían en este grupo. La EDAR de Vistabella, al igual que sucedía con la EDAR de Catí, presenta un agua residual afluente al reactor con menor carga con respecto al resto de EDARs muestreadas porque no se ha caracterizado el agua bruta afluente a la depuradora sino la afluente al reactor y en el caso de Vistabella el agua residual sufre un tratamiento primario (Tanque Imhoff) previo a su ingreso en el reactor.

En un tercer grupo podríamos encuadrar las EDARs con cargas contaminantes ligeramente superior a la media (grupo 3). Este grupo englobaría al 22 % de las EDARs muestreadas y en él encontramos las EDARs de Almedíjar, La Barona, Cervera, Eslida, Santa Magdalena de Pulpis, San Jorge y Forcall. En estas EDARs, puntualmente se han observado incrementos sustanciales en la carga contaminante de sus aguas residuales debidos a vertidos ilocalizados, este fenómeno se presenta de forma más acusada en la EDAR de La Barona.

Por último encontramos un cuarto grupo (grupo 2), con un 52 % de las EDARs muestreadas y cuyas aguas residuales presentan una carga contaminante próxima a la mediana del conjunto. No se aprecian diferencias destacables entre la carga contaminantes de las aguas afluentes a las EDARs que integran este grupo: Artana, Jérica, Culla, Caudiel, La Salzadella, Cirat, Les Coves de Vinromà,

Ribesalbes, Els Ibarsos, Sant Mateu, Catí, Bejís, Cinctorres, Borriol, La Poble Tornesa, Figueroles y Cabanes.

La DQO_T es el factor de clasificación con mayor peso en la elaboración de esta agrupaciones tal y como se comprobó en el análisis de componentes principales realizado con las variables fisicoquímicas empleadas en la elaboración de los *clusters*. A este le sigue la DBO_5 , los sólidos suspendidos y los nutrientes inorgánicos en este orden.

Realizando las misma clasificación con valores de carga del efluente obtenemos el siguiente dendrograma:

Empleando como variables los parámetros de caracterización de la materia orgánica (DQO , SS y DBO_5) y nutrientes inorgánicos de los afluente a los reactores de las EDARs muestreadas, se realizó un análisis de *clusters* con el fin de comprobar si existe algún patrón de agrupamiento de las EDAR en la provincia de Castellón en función de la carga contaminante del agua residual regenerada vertida a dominio público hidráulico.

En el dendrograma recogido en la figura 3.25., vemos como quedan agrupadas las EDARs según la similitud de la calidad de sus efluentes. Al igual que sucedía

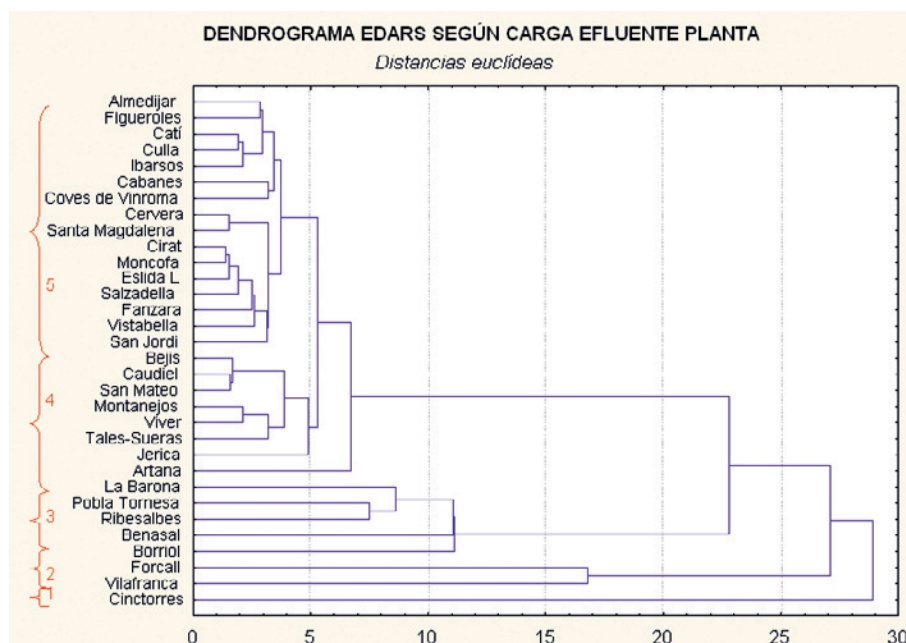


Figura 3.25. Dendrograma del análisis de clusters (distancias euclídeas) de las EDARs muestreadas. Las variables empleadas en la elaboración del análisis fueron las medias de la concentración de DBO_5 , DQO , SS , P_T y N_T en el efluente a los reactores biológicos.

con el afluente podemos distinguir 5 grupos si bien las diferencias entre estos grupos son mayores que las recogidas en los agrupamientos del afluente.

Como era de esperar, la EDAR de Cinctorres, con el vertido más deficiente, queda encuadrada en solitario dentro de un primer grupo. La EDAR de Vilafranca del Cid y Forcall se encuadran dentro del segundo grupo de EDARs. En ambos casos nos encontramos ante plantas cuyos vertidos tienen una calidad menor al resto de EDARs. Podemos distinguir dos grupos más, uno formado por las EDARs de La Barona, La Pobla Tornesa, Ribesalbes y Benassal (grupo 3). Este tercer grupo está compuesto por EDARs cuya calidad de vertido media es buena (cumplen normativa) pero que presentan episodios de empeoramiento del mismo debidos a diversos motivos (lluvias, vertidos, etc.). En el grupo 4 encontramos las EDARs con los efluentes con menor carga de las plantas estudiadas y en el quinto grupo el grueso de EDARs.

Al igual que sucedía en el afluente, la DQO_T es el factor de clasificación con mayor peso en la elaboración de esta agrupaciones (análisis de componentes principales), seguido de la DBO_5 , los sólidos suspendidos y los nutrientes inorgánicos, en este orden.

Análisis de correlaciones

Junto con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados se estudiaron un gran número de variables de distinto carácter. Variables tales como la potencia instalada en la EDAR, dedicación de personal a la explotación y mantenimiento, el consumo eléctrico, caudales afluentes, el tipo de tecnología instalada como sistema de aeración, antigüedad de las instalaciones, etc., el resultado, una matriz casos vs. variables con un total de 360 filas (muestras) por 225 columnas (variables), en total se han procesado 81.000 datos.

Tras analizar la normalidad de los datos empleando el Test Kolmogorov & Smirnov se procedió a normalizarlos transformándolos logarítmicamente. Se realizaron correlaciones simples entre las 225 variables analizadas de cada muestra.

La impresión de estas matrices ocupan cientos de folios y no es objeto de la presente publicación realizar un análisis detallado de las mismas, si bien consideramos interesante apuntar algunos resultados como parte de las conclusiones del estudio.

En la tabla 3.11. podemos observar los valores porcentuales de las correlaciones. En la zona de celdas sin sombreado observamos las relaciones establecidas entre el afluente a la EDAR y variables del efluente de esta, en las zonas

Tabla 3.11. Análisis de correlaciones simples producto-momento de Pearson ($p < 0,001$, $p < 0,05$) para los parámetros del afluente y efluente al sistema de fangos activados, valores transformados en porcentajes. Nombre de variables explicado en nomenclatura, apartado GLOSARIO.

	ATpH	ATCO	ATTU	ATSS	ATDB	ATDQ	ATNT	ATNH	ATPT	ATOP	ETpH	ETCO	ETTU	ETSS	ETDB	ETDQ	ETNT	ETNH	ETPT
ETOP	11	13					17	16	23	30		11		20	17	26	38	15	69
ETPT									27	20		14		16	13	25	20	12	
ETNH		17					18	13	22	19		25	24	34	40	41	36		
ETNT		24					25	13	16	20		24	22	34	38	47			
ETDQ	15	24	14				26	20	39	42	15	31	44	59	67				
ETDB		13							22	24		20	41	62					
ETSS									16	15			45						
ETTU		25	17						19	21									
ETCO		79					18		20	15									
ETpH	57						17	19		12									
ATOP		27	28	25	57	56	50	37	67										
ATPT		29	35	40	59	59	39	18											
ATNH	31			30	30	27	76												
ATNT	31	25	24	46	52	53													
ATDQ	15	33	63	72	95														
ATDB	14	27	62	71															
ATSS	13	15	55																
ATTU	12	17																	
ATCO	17																		

sombreadas con color se estudian las relaciones entre las variables del afluente (verde) y las del efluente (amarillo).

Relación entre variables del afluente

Como cabía esperar existe un alto coeficiente de correlación entre las variables que cuantifican la materia orgánica afluente (DQO, DBO₅ y SS) siendo el valor más alto (95 % para $p < 0,01$) el porcentaje entre la DQO y DBO₅.

Lo mismo sucede entre las variables que cuantifican el fósforo y nitrógeno. Entre el fósforo total y el ortofosfato y entre las fracciones solubles y particuladas del nitrógeno junto con el amonio encontramos altos porcentajes de correlación.

En todos estos casos era previsible encontrar estos valores dado que, de una forma u otra, estamos cuantificando las diferentes fracciones del aporte de materia orgánica, nitrógeno y fósforo del agua residual.

En el caso del fósforo total vemos un elevado porcentaje de correlación entre este y la DQO afluente. En el 59 % de los casos, a mayor concentración de materia orgánica en el afluente (cuantificada como DQO total) mayor será la concentración de fósforo total. Si la cuantificación de la materia orgánica la realizamos en base a la concentración de sólidos suspendidos, el porcentaje de correlación baja hasta el 40 % debido al efecto no cuantificado de la componente soluble del fósforo total.

De igual forma, el porcentaje de correlación entre el nitrógeno total y la materia orgánica afluente (DQO) es elevado si bien algo inferior al del fósforo (53 %). La turbidez está directamente relacionada con el contenido en sólidos del agua residual, sin embargo, tal y como podemos observar en la tabla 3.11., existe una mayor influencia por parte del contenido en DQO o DBO₅ del agua bruta que por el contenido en sólidos suspendidos de esta. La turbidez debida a las formas disueltas de la materia orgánica son también importantes en el valor absoluto de la turbidez.

Relación entre variables del efluente

En general, todos los valores de porcentajes de correlación entre las distintas variables analizadas en el efluente disminuyen con respecto a las mismas determinaciones realizadas en el afluente.

Al contrario que sucedía en el afluente, en el efluente, la relación sólidos suspendidos vs. turbidez tiene un mayor porcentaje de correlación que con la DQO

dando menor importancia al aporte de la fracción soluble al incremento de la turbidez del agua regenerada.

A mayor concentración de DQO, mayor concentración de DBO_5 y en general del resto de componentes caracterizados. El porcentaje de correlación con respecto a las mismas relaciones entre parámetros en el afluente es bastante menor si bien sigue siendo representativo para $p < 0,001$.

Relación entre variables del afluente y efluente

Los porcentajes de correlación más elevados los encontramos para parámetros que sufren menores cambios composicionales por efecto del tratamiento biológico, así la conductividad, prácticamente inalterada durante el tratamiento presenta un elevado porcentaje de correlación entre el afluente y efluente. En menor medida observamos la misma relación entre la materia orgánica y nutrientes afluentes y efluentes. No se observa esta relación entre la concentración de sólidos afluente y ninguna variable del efluente.

Tabla 3.12. Análisis de correlaciones simples producto-momento de Pearson ($p < 0,001$, $p < 0.05$) para los parámetros del afluente y efluente al sistema de fangos activados y parámetros del reactor, valores transformados en porcentajes.
Nombre de variables explicado en nomenclatura, apartado Glosario.

	LMpH	LMCO	LMTE	LMO ₂	LMST	LMSSV	TESP	QMD	IVF	TRH reactor	TRH decant	DEDICA	ARRANC	He	PLUV
ATpH	54		-22			17		-14					-11		
ATCO		79									-13		-32	25	
ATTU						14		-14		12		-12	-12	34	
ATSS								-22		20		-16		33	
ATDQ		22						-24		15		-19		50	
ATDB		18						-27		16	11	-24		50	
ATNT		17	-22	-15				-33	16	30	15	-23			-39
ATNH	14		-28	-17				-33	16	30	15	-26			
ATPT		22						-16		12	11	-11	-13	29	
ATOP		17		-12				-24		20	17	-16		22	-44
ETpH	46		-14			22									
ETCO		95		-13	12			20			-28	17	-34	31	-35
ETTU		31	13	-15						-22	-17				
ETSS	18	22		-27						-24	-15				-34
ETDQ	20	31	-13	-26				-19		-11		-19	-24		-38
ETDB		23	11	-28						-21	-14			13	-28
ETNT	11	24		-18	-13			-15				-19	-26		-41
ETNH		26	23	-32	11			-13		-14		-20	-22		-29
ETPT	10	11		-11	-16								-13		
ETOP	11		13	-12	-20			-21			16	-14	-15	-11	-52

Influencia de los aspectos constructivos sobre el funcionamiento del proceso

Si bien todas las instalaciones corresponden a sistemas de fangos activos operando en aireación prolongada, existen una serie de diferencias constructivas importantes entre ellas. Tal y como se comentaba en el apartado 3.2.1. y se resumía en la tabla 3.1., podemos clasificar las EDARs en función de ciertas variables categóricas.

Analizando las medias de ciertas variables tras agrupar las muestras en base a ciertos aspectos constructivos de las EDARs podemos estudiar la representatividad de las diferencias observadas entre estas realizando análisis de la varianza de una vía (ANOVA) para cada categoría.

SISTEMA DE AIREACIÓN:

Podemos diferenciar cuatro sistemas de aireación-homogeneización del licor mezcla distintos. Tal y como describíamos en el apartado 3.2.1. agrupamos las EDARs según dispongan de turbinas superficiales, rotores, soplantes y aireadores centrífugos.

El análisis de las varianzas revela que sí existen diferencias entre EDARs para ciertos parámetros, especialmente los concernientes al efluente y rendimientos de depuración. Las EDARs con sistemas de aireación mediante aireadores centrífugos presentan peores calidades de efluente y rendimientos de depuración. Los peores rendimientos en la eliminación de nitrógeno son para las EDARs con turbinas y aireadores centrífugos mientras que las plantas con rotores presentan los rendimientos más altos para este parámetro. Para los rendimientos en la eliminación de fósforo no se observan diferencias significativas.

También observamos como existen diferencias representativas para parámetros como el IVF (índice volumétrico del fango). Las EDARs con soplantes presentan los valores más bajos para este parámetro y por tanto presentan fangos con una mejor decantabilidad con respecto al de otros sistemas de aireación. Por otro lado, las EDARs con soplantes operan como término medio con valores de SSLM superiores al resto de EDARs. También se aprecian diferencias estadísticamente significativas en la temperatura del licor mezcla ($p = 0,042$).

Tabla 3.13. Valores medios de parámetros cuyas diferencias son estadísticamente representativas (ANOVA) en función del sistema de aireación empleado.

VARIABLE	unidades	SISTEMA DE AIREACIÓN			
		Turbinas superficiales	Soplante + difusores	Aireador centrífugo	Rotores
DQO total efluente	<i>mg O₂/l</i>	43,6	35,7	79,4	31,48
SS efluente	<i>mg/l</i>	11,7	10,3	28,8	11,2
DBO₅ efluente	<i>mg O₂/l</i>	9,9	8,7	21,8	8,1
Rendimiento DQO	%	91,2	93,3	84,9	92,2
Rendimiento DBO₅	%	95,5	96,2	92,0	94,8
Rendimiento SS	%	90,4	92,9	78,4	92,1
Rendimiento N_T	%	68,9	74,1	57,0	77,3
SSLM	<i>mg/l</i>	3.702	4.360	2.995	3.883
°C Licor mezcla	<i>°C</i>	16,98	17,81	15,20	16,73
IVF	<i>g/ml</i>	235	164	238	232

LOCALIZACIÓN DEL SISTEMA DE AIREACIÓN:

Ante las importantes diferencias halladas entre EDARs al agrupar estas según su sistema de aireación nos planteamos si el punto de inyección de aire en el reactor y la aplicación de energía para la agitación del licor mezcla sería el factor determinante de estas diferencias. Para ello agrupamos las EDARs según su sistema de aireación-agitación actuase en superficie o en profundidad. Así, los sistemas de aireación anteriormente comentados se agrupan en sistemas superficiales (rotores y turbinas) y sistemas de actuación en profundidad (aireadores centrífugos y sistemas soplantes).

Al comparar las medias de estas nuevas agrupaciones observamos que la remoción de materia orgánica cuantificada como DQO, DBO₅ o SS es mayor (y estadísticamente significativa en todos los casos) para los sistemas con aireación superficial si bien no se aprecian diferencias significativas en cuanto a rendimiento de depuración se refiere. De esto podemos concluir que las EDARs con aireación superficial consiguen efluentes con menor carga contaminante pero a su vez reciben afluentes con menor carga.

Respecto a la sedimentabilidad del fango (IVF), esta es mejor para sistemas que actúan en profundidad tales como soplantes, aireadores centrífugos o tipo *venturi*.

Tabla 3.14. Valores medios de parámetros cuyas diferencias son estadísticamente representativas (ANOVA) en función de la localización de la aireación.

VARIABLE	unidades	LOCALIZACIÓN DE LA AIREACIÓN	
		Superficie	Profundidad
DQO total efluente	<i>mg O₂/l</i>	36,5	47,3
SS efluente	<i>mg/l</i>	11,4	15,1
DBO₅ efluente	<i>mg O₂/l</i>	8,8	12,2
IVF	<i>g/ml</i>	233	183

DECANTACIÓN SECUNDARIA:

Podemos agrupar las EDARs muestreadas según dispongan de decantadores secundarios dinámicos o estáticos. El decantador es el elemento fundamental del proceso unitario separación fango activo-efluente. Tecnológicamente los decantadores dinámicos, más evolucionados, optimizan este proceso pero estadísticamente es interesante contrastar esta hipótesis.

Tal y como cabía esperar se observa diferencia significativa entre el grupo de EDARs con decantadores estáticos respecto a las que tienen instalados decantadores dinámicos. Los efluentes de las EDARs con decantadores dinámicos son de menor carga contaminante que las EDARs con decantadores estáticos si bien, al igual que sucedía con la localización del sistema de aireación-agitación, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos.

El decantador es un elemento activo en el proceso de selección del fango activo dado que el fango decantado en él se recircula al reactor. Este hecho cobra especial relevancia durante los arranques de los procesos biológicos ya que gracias al fenómeno físico de la decantación se seleccionan las poblaciones microbianas con capacidad de agregarse y dar lugar a flóculos. Al analizar el IVF de los grupos establecidos en función del tipo de decantador observamos que los fangos con mejor decantabilidad corresponden a las EDARs con decantadores dinámicos.

También se observan diferencias significativas en cuanto a la concentración de los fangos en los reactores. Las EDARs con decantadores dinámicos trabajan con mayores concentraciones de fango que las EDARs con decantadores estáticos.

Tabla 3.15. Valores medios de parámetros cuyas diferencias son estadísticamente representativas (ANOVA) en función del tipo de decantador.

VARIABLE	unidades	TIPO DE DECANTADOR	
		Dinámico	Estático
DQO total efluente	<i>mg O₂/l</i>	33,0	54,0
SS efluente	<i>mg/l</i>	10,1	17,6
DBO₅ efluente	<i>mg O₂/l</i>	8,2	13,6
IVF	<i>g/ml</i>	199	225
SSLM	<i>mg/l</i>	4.131	3.582

REACTOR BIOLÓGICO:

Agrupando las EDARs en función de la geometría de sus reactores distinguimos entre aquellas de geometría toroidal o que disponen de canales de oxidación y aquellas con cubas rectangulares o cuadradas y en las que no se establece un flujo pistón.

Existen diferencias significativas entre la calidad del efluente en cuanto a la DQO y SS entre los dos grupos en los que hemos clasificado las EDAR, esta diferencia no es estadísticamente significativa para la concentración de DBO₅ en el efluente. De igual forma, los rendimientos en cuanto a la eliminación de sólidos son mayores en las EDARs con canales de oxidación si bien esta diferencia estadísticamente significativa es más imputable al tipo de decantador (en la mayoría de los casos dinámico) que al tipo de reactor.

Tabla 3.16. Valores medios de parámetros cuyas diferencias son estadísticamente representativas (ANOVA) en función del tipo de reactor biológico.

VARIABLE	unidades	TIPO DE REACTOR	
		Canal de Oxidación	Cuba de Aireación
DQO total efluente	<i>mg O₂/l</i>	35,2	47,2
SS efluente	<i>mg/l</i>	11,3	14,8
Rendimiento SS	<i>%</i>	92,25	88,64