

### Universidad de Extremadura

**TESIS DOCTORAL** 

### PANORAMA DEPURATIVO EXTREMEÑO. SOLUCIONES DE CONTROL BASADAS EN SENSORES DE BAJO COSTE

Pedro Tomás Martín de la Vega Manzano

Departamento de Ingeniería Eléctrica, Electrónica y Automática

Conformidad del/los Director/res:

Fdo: Miguel Ángel Jaramillo Morán

2015

Siempre he oído que agradecer el trabajo realizado en una tesis es la última de la tareas a llevar a cabo, y realmente creo que no se entiende dicha afirmación hasta que llega el momento de dar las gracias a todos y cada uno de los que me han acompañado en este camino.

Pero el hecho de ser lo último que escribo en este documento nada tiene que ver con saber, desde el inicio, a quien le debo el haber terminado esta andadura, y es que, si que es cierto que todo el apoyo de mi familia ha sido imprescindible, si bien, han sido las matriarcas de la misma las que desde el principio me han inspirado, por eso gracias y mil veces gracias abuela, tía-abuela, mama y hermanas.

Realmente parece que el tiempo no haya pasado, pero prefiero no engañarme, han pasado varios años, compartidos con mis mejores compinches, los cuales me han aportado aquello que nunca tuve pero nunca necesité, puesto que sabía que lo tenía cerca. Gracias Fernando, por soportar mis locuras y gracias Fátima por estar siempre cerca, por regalarme una sonrisa en los peores momentos. Realmente no me equivoqué al elegir el agua como temática de estudio, y es que tres elementos formando un molécula perfecta es lo que hemos estado haciendo todo este tiempo los tres.

No puedo olvidar a mi director, Miguel Ángel Jaramillo Morán, por confiar en un trabajo bien hecho, por su disponibilidad y por su apoyo.

Y finalmente, gracias a ti, por salir de mi vida, aportándome el arrojo que necesitaba para terminar mi camino.

### ÍNDICE

1 IN	ГRODUCCIÓN	1
1.1 Re	etos depurativos adaptados a nuevos reguerimientos	1
1.1.1	Obietivos de calidad del agua efluente	
1.1.2	Evolución de las normativas relacionadas con la reducción del contenido de nutrientes	5
1.2		10
1.2 IVI	apa depurativo extremeno.	10
1.2.1	Infraestructuras de depuración en Extremadura.	
1.2.2	Problematica en el diseño de las EDARS extremenas.	
1.2.3	Principal causa de sobredimensionamiento.	
1.2.4	Conclusiones al mapa depurativo extremeno.	
1.2.5	Problemas de vertido de nitrogeno y fosforo a los cauces receptores.	
1.2.6	Idoneidad de los procesos biológicos para la eliminación de nutrientes.	
1.2.7	Parametros de gestion de los procesos EBN basados en sensores de bajo coste Conclusiones	21 27
2 PR AGUA	OCESOS BIOLÓGICOS DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIE RESIDUAL	NTES EN 29
2.1 Int	troducción	29
2.2 Ge	eneralidades de los procesos de eliminación de materia orgánica	32
2.2.1	Fraccionamiento de la materia orgánica	32
2.2.2	Mecanismo y evolución de la materia orgánica a través de un sistema biológico	34
2.3 Ge	eneralidades de los procesos de eliminación de nitrógeno	
2.3.1	Fraccionamiento del nitrógeno.	
2.3.2	Mecanismo de eliminación de nitrógeno de forma biológica.	
2.3.3	Nitrificación	
2.3.4	Desnitrificación.	
2.4 Ge	eneralidades de los procesos de eliminación de fósforo.	45
2.4.1	Fraccionamiento del fósforo en el agua residual afluente	45
2.4.2	Mecanismos de eliminación biológica de fósforo.	47
2.4	4.2.1 Proceso anaerobio: Asimilación de Ácidos Grasos Volátiles y liberación de fósforo al medio.	47
2.4	4.2.2 Proceso aerobio: Crecimiento de bacterias y absorción de fósforo del medio	50
3 CA	RACTERIZACIÓN DEL SISTEMA BIOLÓGICO DE ELIMINACIÓN DE NUTRIEN	ГЕ <b>S</b> 55
3.1 Co	plección de datos	55
3.1.1	EDAR analizada.	
3.1.2	Caracterización del agua afluente.	
3.1.3	Sistema de control en planta	
3	1.3.1 ORAS (pendiente media de subida de oxígeno).	
3	1.3.2 ORAS "arrow" (flecha del ORAS) v DO "elbow"	
ן. כ	1.3.3 $NH_{4}^{+}$ "slope" (pendiente de nitrificación)	
3	1.3.4 OA "slope" (pendiente de sobreaireación)	
3	1.3.5 OUR (Oxygen Uptake Rate).	
3.	1.3.6 ORP "arrow" (flecha del redox).	
3.	1.3.7 ORP meseta (pendiente de transición de oxidación a reducción)	
3.	1.3.8 ODAS (pendiente media de caída del redox)	73
	·	

4 TÉCNICAS BASADAS EN INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA CARACTER	IZACIÓN DE LOS
SISTEMAS BIOLÓGICOS	
4.1 Introducción	75
4.2 Diagramas de caja	79
4.3 Red neuronal de Kohonen y Mapas Autoorganizados (SOM)	81
4.3.1 Introducción	
4.3.2 Estructura del mapa SOM	
4.4 K-means cluster	
4.4.1 Introduccion	
4.4.2 Algorithio	
5 RESULTADOS	
	101
5.1 IIIII00000001	101
5.2 Pre-procesamiento de los datos.	102
5.2.1 Pretratamiento de los datos de la "knee".	
5.2.2 Pretratamiento de los datos de OUR	
5.2.3 Pretratamiento de los datos de ORP arrow	
5.2.4 Pretratamiento de los datos de ORP máximo	
5.2.5 Pretratamiento de los datos de ORP mínimo.	
5.2.6 Pretratamiento de los datos de tiempo de paro de soplantes t <sub>off</sub>	
5.2.7 Pretratamiento de los datos de tiempo de desnitrificación t <sub>dn</sub>	
5.2.8 Pretatamiento de los datos de ORAS	
5.2.9 Pretratamiento de los datos de temperatura, 1ª	
5.2.10 Pretatamiento de los datos de la fiecha en la curva de OD. "OD arrow"	
5.2.11 Pretratamiento de los datos de Nitrate Break Point "NRP"	
5.2.12 Pretratamiento de los datos de nendiente de nitrificación "NH, slone"	
5.2.14 Pretratamiento de los datos de la pendiente de sobreaireación "QA slope"	
5.2.15 Pretratamiento de los datos de potencial redox meseta "ORP meseta"	
5.2.16 Pretratamiento de los datos para la pendiente media de caída del redox "ODAS"	
5.3 Configuración de la red SOM	118
5.4 Resultados del SOM.	
5.4.1 Identificación de patrones e interrelaciones.	
5.4.1.1 Relación entre variables asociadas al ciclo de aireación-oxidación.	
5.4.1.2 Relaciones entre variables asociadas al proceso de no aireación-reducción	
5.4.2 Relaciones asociadas a los procesos de transicion.	
5.4.3 Relación de las variables selecciónadas con los indices de rendimiento del proceso	
5.5 Resultados del análisis clúster	140
6 CONTROL SUDERVISOR RACADO EN CENCORES DE RAIO COSTE	147
U CONTROL JUI ERVIJOR DAJADU EN JENJUREJ DE DAJU CUJTE	
6.1 Introducción	147
6.2 Arquitectura del control SGB base.	151
6.3 Arquitectura del control supervisor	156

6	6.3.1 Algoritmo de actualización de la consigna de oxígeno a alcanzar	157
6	6.3.2 Algoritmo de actualización del nivel de potencia máximo de aireación.	
6	6.3.3 Algoritmo de actualización de la consigna mínima de potencial ORP a alcanzar	
6 /	Módulo de pruebas experimental	164
0.4	6 / 1 Estructura física del sistema	
	6 4 1 1 Vasija de flujo avial	165
	6 1 2 Sancores	166
	6 4 1 3 Bomba peristáltica	167
	6 4 1 4 Sistema de aireación	168
f	6.4.2 Interfaz Hombre/Máguina	170
	6 4 2 1 Interfaz Hombre/Máquina del módulo de pruebas	170
	6.4.2.2 Interfaz Hombre/Máquina del control cuporvicor	170
4	6.4.2. Comunicación interna entre el interfaz y los sistemas físicos	172
,	6.4.2.1 Conovién fícico entre los médulos de pruebos y el médulo supervisor	177
	6.4.3.1 Comunicación del módulo supervisor con la base de dates	170
	6.4.3.2 Comunicación del modulo supervisor con la base de datos	
_		404
7	RESULTADOS DEL CONTROL SUPERVISOR	
7.1	Introducción	
<i>,.</i>		
7.2	2 Caracterización de las aguas afluentes a los módulos de prueba	
7	7.2.1 Caracterización de la materia orgánica de las aguas patrón	
7	7.2.2 Caracterización del contenido en nutrientes de las aguas patrón	
7.3	8 Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y	nutrientes189
7.3 7.4	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> </ul>	nutrientes189
7.3 7.4	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1</li> </ul>	nutrientes189 189
7.3 7.4 7.5	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> </ul>	nutrientes189 189 189
7.3 7.4 7.5	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> </ul>	nutrientes189 189 
7.3 7.4 7.5 7.6	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191
<ol> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> </ol>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192
7.3 7.4 7.5 7.6 7.7	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192
<ol> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> </ol>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192 193
<ol> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> </ol>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192 193 194
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimientos para el patrón 5.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 191 192 193 194
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimientos para el patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 191 192 193 194 196
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimientos para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192 193 194 196
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 190 191 192 193 194 196 199
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> <li>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS</li> </ul>	nutrientes189 189 190 191 192 193 194 196 199
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> <li>8.1</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS</li> </ul>	nutrientes189 189 190 190 191 192 193 194 196 199 199
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> <li>8.1</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> <li>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS</li> </ul>	nutrientes189 189 190 190 191 192 193 194 196 199 199
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> <li>8.1</li> <li>8.2</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS</li> <li>Líneas futuras.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 190 191 192 193 194 196 199 199 199
<ul> <li>7.3</li> <li>7.4</li> <li>7.5</li> <li>7.6</li> <li>7.7</li> <li>7.8</li> <li>7.9</li> <li>7.10</li> <li>8</li> <li>8.1</li> <li>8.2</li> </ul>	<ul> <li>Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.</li> <li>Resultados de rendimientos para el agua patrón 5.</li> <li>Resultados de rendimiento para el agua patrón 6.</li> <li>Resultados de rendimiento para el patrón 6.</li> <li>Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.</li> <li>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS</li> <li>Líneas futuras.</li> </ul>	nutrientes189 189 190 190 191 192 193 193 194 196 199 199 201

### ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Tabla 1: Límites legales de vertidos a cauces públicos para materia orgánica y sólidos4
Tabla 2: Límites legales de vertidos a cauces públicos para nitrógeno y fósforo (zonas sensibles)5
Figura 1. Evolución de la declaración de zonas sensibles en España a través de la declaración de las mismas a nivel intercomunitario y en base a los informes de cumplimiento emitidos por Europa
Tabla 3. Declaración de zonas sensibles intracomunitarias en España7
Figura 2. Distribución del total de EDARs en las provincias extremeñas y en el territorio nacional catalogadas en función del tamaño de las mismas. Datos extraídos del 7º Informe de la CE sobre implantación de la normativa 91/271/CE, actualizados por los datos extraídos de (PROMEDIO, 2014) y (Aqualia FCC, 2014)
Tabla 4: Límites legales de vertidos a cauces públicos para nitrógeno y fósforo (zonas sensibles) para poblaciones inferiores a 10.000 habitantes equivalentes13
Figura 3. Pasos de diseño de la configuración de EDAR según aireación prolongada para las dos corrientes más extendidas: (ATV, 2.001) y (CEDEX, 2.010)15
Figura 4. Estudio de sobredimensionamiento en 52 EDARs analizadas en la Comunidad Extremeña17
Tabla 5. Principales organismos implicados en los procesos de remoción de materia orgánica y nutrientes en el agua residual. Adaptada de (Ekama, 2.011)21
Figura 5. Variaciones en la concentración de amonio medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no aireación
Figura 6. Variaciones en la concentración de nitratos y ortofosfatos medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no aireación
Figura 7. Variaciones en el valor del potencial ORP medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no-aireación
Figura 8. Fraccionamiento de la DQO afluente
Figura 9. Evolución de la materia orgánica a través de un proceso de cultivo en suspensión con proceso de estabilización del fango en exceso, con objeto de mostrar el balance total de la materia orgánica
Figura 10. Evolución de los volátiles en el sistema en función del tiempo de retención celular (edad del fango)36
Figura 11. Fraccionamiento del nitrógeno en el afluente
Figura 12: Posibles rutas metabólicas de eliminación de nitrógeno en una EDAR40
Tabla 6. Reacciones del proceso de nitrificación41
Tabla 7. Reacciones del proceso de desnitrifricación43
Figura 13. Fraccionamiento del fósforo en el afluente46

Figura 14. Modelo bioquímico esquemático de las reacciones de las bacterias PAO en condiciones anaerobias48
Figura 15. Evolución del pH (azul) y del potencial redox (verde) durante la fase anaerobia de la eliminación biológica del fósforo, comúnmente denominada fosfatación
Figura 16. Modelo bioquímico esquemático de las reacciones de las bacterias PAO en condiciones aerobias51
Figura 17. Evolución del perfil de ORP (rojo) y pH (verde) en una EDAR real controlada mediante un sistema de alternancia de ciclos de aireación/no aireación53
Figura 18. Esquema de la EDAR La Albuera, basada en un reactor cuya configuración es la correspondiente a un dique de oxidación
Tabla 8: Parámetros de diseño definidos en (Metlaf & Eddy 2.004) para un dique de oxidación y parámetros de operación para la EDAR La Albuera
Tabla 9. Características de la población de La Albuera, proporcionadas por la Diputación de Badajoz59
Figura 19. Perfil anual de contaminación para la materia orgánica, los sólidos en suspensión y los nutrientes60
Figura 20. Caracterización del perfil medio diario60
Figura 21. Diagrama de bloques del controlador implementado en la EDAR de La Albuera. Variables medidas
Tabla 10. Variables medidas para la monitorización de los procesos de eliminación biológica de nutrientes
Figura 22. Variables medidas sobre un ciclo aireación/no aireación67
Figura 23. Equivalencia entre el parámetro OUR y el parámetro NUR en función de la clasificación del afluente en carga LOW, MEDIUM o HIGH71
Tabla 11. Equivalencias de OUR frente a la velocidad de utilización de nitratos
Figura 24. Esquema de tratamiento de la información77
Figura 25. Representación esquemática de una red SOM84
Figura 26. Entramados más comunes para la red SOM
Figura 27. Evolución de la función de vecindad en base al decrecimiento del ratio de vecindad con el tiempo92
Figura 28. Dendograma de los datos empleados en el presenta trabajo, basado en la jerarquización de los datos, en el que ya se puede intuir que el número principal de clúster será dos, puesto que se esperar clasificar los datos en base a la estacionalidad, esto es, régimen de verano y régimen de invierno
Tabla 12. Descripción estadística de la matriz de datos analizada       102
Figura 29. Diagrama de caja para cada una de las variables medidas104
Tabla 13. Estudio del diagrama de caja para la variable "knee"105

Tabla 14. Estudio del diagrama de caja para la variable "OUR"	106
Tabla 16. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORP máximo"	108
Tabla 17. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORP mínimo"	109
Tabla 19. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORAS"	111
Tabla 20. Estudio del diagrama de caja para la variable "Tª"	112
Tabla 21. Estudio del diagrama de caja para la variable "OD arrow"	112
Tabla 22. Estudio del diagrama de caja para la variable "DO elbow"	113
Tabla 23. Estudio del diagrama de caja para la variable "NBP"	114
Tabla 24. Estudio del diagrama de caja para la variable "NH4+ slope"	115
Tabla 25. Estudio del diagrama de caja para la variable "OA slope"	116
Tabla 26. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORP meseta"	117
Tabla 27. Estudio del diagrama de caja para la variable "ODAS"	117
Figura 30. Representación de los errores de cuantificación y de topología en base a las dimensiones del mapa d salida	e 120
Figura 31. Mapas de cada una de las componentes de los pesos asociados a las variables correspondientes del v de entrada a la red SOM	ector 125
Figura 31.1. Mapas de neuronas de las componentes Tª, NBP, ORP max	127
Figura 31.2. Mapas de componentes de las variables NBP y NH4+ slope	128
Figura 31.3. Mapas de las componentes NH4+ slope y DO elbow	129
Figura 31.5 Mapas de componentes para las variables NBP y ORAS	130
Figura 31.6 Mapas de componentes para "knee", t <sub>off</sub> y t <sub>dn</sub>	132
Figura 31.7 Mapas de componentes para $t_{dn}$ y ORP slope	133
Figura 31.8 Mapas de componentes para el ORP slope y el ORP arrow	134
Figura 31.9 Mapas de componentes para las variables OUR y ORP meseta	135
Figura 32. Rendimiento de la remoción de nutrientes, nitrógeno en (a) fósforo en (b), frente a los parámetros O ORP arrow	RAS y 137
Figura 33. Rendimiento de remoción de nutrientes frente al parámetro OUR	138

Figura 35. Representación de la silueta para los casos de cuatro y cinco clústeres
Tabla 28. Caracterización de los centroides que definen cada uno de los clúster
Tabla 28.1 Caracterización de la época seca
Tabla 28.2 Caracterización de la época húmeda145
Figura 37. Comportamiento del control de ciclos alternados frente a situaciones de baja materia orgánica en la entrada148
Figura 38. Esquema de los niveles de control de los módulos de pruebas
Figura 39. Perfiles de oxígeno, potencial redox y nitratos obtenidos de los sensores instalados en la EDAR de La Albuera, en los que se muestra la situación de NOUR positivo y OUR menor que el umbral
Figura 40. Perfiles de oxígeno, potencial redox y nitratos obtenidos de los sensores instalados en la EDAR de La Albuera, en los que se muestra la situación de NOUR negativo y OUR mayor que el umbral
Figura 41. Control de proceso con capacidad de detección de los procesos de sobre-aireación156
Figura 42. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel de consigna de oxígeno a actualizar
Figura 43. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel de potencia máxima
Figura 44. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel mínimo de consiga redox en el ciclo de no aireación
Figura 45. Módulo de pruebas. (a) Actuadores y tarjetas electrónicas desarrolladas. (b) Estructura de la vasija de reacción
Tabla 29. Sensores incluidos en el módulo de pruebas experimental
Figura 46. Bombas peristálticas empleadas en el módulo de pruebas experimental
Figura 47. Motor de aireación empleado en el módulo de pruebas experimental
Figura 48. Interfaz Inicial
Figura 49. Interfaz para el menú de configuración de parámetros171
Figura 50. Interfaz de visualización y gestión de los datos de control y seguimiento de parámetros 172
Figura 51. Ventana principal del programa Supervisor System
Figura 52. Ventana de configuración para la conexión a las bases de datos173
Figura 54. Ventana de selección de reactor174
Figura 55. Visualización de los valores de oxígeno, OUR y ORAS 175

Figura 56. Visualización de los valores de redox, knee y ORP arrow17	76
Figura 57. Tablas definidas en la base de datos17	78
Figura 58. Flujo de comunicación del módulo supervisor en el proceso de control general	79
Figura 59. Configuración inicial del módulo de supervisión18	30
Figura 60. Caracterización de la materia orgánica de las aguas patrón18	34
Figura 61. Caracterización del contenido en nutrientes de las aguas patrón18	37
Figura 62. Resultados de los rendimientos de remoción para el agua patrón 1	39
Figura 63. Resultados de los rendimientos de remoción para el agua patrón 2	<del>)</del> 0
Figura 64. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 319	<b>)</b> 1
Figura 65. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 419	<del>)</del> 3
Figura 66. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 519	€
Figura 67. Resultados de los rendimientos de remoción para el patrón 6	€
Figura 68. Ahorro energético en la gestión de materia orgánica mediante el control supervisor	€

## 1 INTRODUCCIÓN

### **1.1** Retos depurativos adaptados a nuevos requerimientos

La reducción de la contaminación de las aguas residuales antes de su vertido a los cauces receptores es uno de los problemas hídricos que está recibiendo una creciente atención a día de hoy, tanto en la Comunidad Extremeña como en el resto del territorio nacional, como pone de manifiesto el Plan Nacional de Calidad de las Aguas (2.007-2.015). En él se hace hincapié en la mejora de los estados ecológico y químico de las masas líquidas, tanto superficiales como subterráneas, que reciben vertidos de aguas tratadas. Para conseguirlo se plantea la necesidad de dotar de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) a todas aquellas comunidades con un alto porcentaje de medio rural (caracterizadas por una baja densidad de población), como resulta el caso extremeño, así como de proporcionar un tratamiento riguroso a todas aquellas aguas que vayan a ser vertidas a cauces considerados por la normativa como zonas sensibles de ser eutrofizadas, como igualmente vuelve a cumplir la Comunidad Extremeña, convirtiéndose en el mayor

reto depurativo al que se enfrenta tanto Extremadura como el resto del territorio nacional.

Ahora bien, la falta de conocimientos y de interés por la gestión eficiente de las instalaciones encargadas de llevar a cabo dicha reducción de contaminantes en los efluentes, unido al endurecimiento de la normativa relativa a la calidad de las aguas, ha propiciado un interés institucional creciente para resolver el patente problema de depuración (Martín de la Vega et al., 2.011).

La reducción de las sustancias consideradas contaminantes para los cauces receptores se lleva a cabo en las EDARs. Se trata de instalaciones industriales, así consideradas por su alto nivel de maquinaria y automatización, en las cuales se concentra un ecosistema bacteriano propio de la naturaleza y de los sistemas acuáticos, con el objetivo de metabolizar los contaminantes biodegradables y absorber una alta proporción de los no biodegradables de forma eficiente, y todo ello con unos tiempos de residencia hidráulica bajos en comparación con el mismo proceso natural. Hay que resaltar que el proceso de depuración de las aguas residuales lo lleva a cabo una población de microorganismos, siendo la tecnología añadida una ayuda para generar un ambiente favorable que permita alcanzar rendimientos altos y calidades de agua aceptables.

Ahora bien, son pocas las EDARs que se gestionan bajo la premisa de que la tecnología facilite la creación de un ambiente óptimo para el cultivo bacteriano, lo que se denominará Sistema de Gestión Biológico (SGB). Por el contrario, la forma habitual de trabajar asume que el sistema de gestión crea un ambiente al que el cultivo bacteriano tiene que adaptarse, definiendo lo que se conoce como Sistema de Gestión de Tecnología (SGT). La consecuencia inmediata que esta última estrategia tiene sobre la dinámica bacteriana es la generación de dos conocidos de deseguilibrio del ecosistema, problemas los denominados "bulking" (abultamiento de la capa de fango) y "foaming" (generación de espumas de carácter hidrófobo) (Jenkins et al., 2.003). Ambos nacen de la fuerte capacidad de adaptación de ciertos cultivos bacterianos, que adoptan la condición de dominantes y desplazan a las especies que llevan a cabo el metabolismo óptimo para reducir los contaminantes del afluente.

De esta manera, el cambio de SGT a SGB requiere un amplio estudio y conocimiento para desentrañar la cinética bacteriana con el objeto de generar una base de conocimiento aplicable a la tecnología de procesos de bombeo y de aireación, los cuales suponen el 95 % de los costes energéticos de este tipo de instalaciones. La implementación de la estrategia SGB facilitaría el desarrollo de una comunidad biótica adaptada, con rendimientos depurativos óptimos, basado en un amplio nivel de conocimientos de la dinámica del proceso bioquímico susceptibles de ser convertidos en estrategias de gestión automatizada que condujeran a ahorros energéticos sin comprometer la calidad del agua.

La aplicación de la estrategia SGB al escenario de cumplimiento de las normativas actuales en el ámbito de la depuración de aguas residuales en España es idóneo a día de hoy, puesto que, considerando que la práctica totalidad de las EDARs que dan servicio a medianas y grandes poblaciones extremeñas están sujetas a criterios de rendimiento de eliminación de materia orgánica y nutrientes por ser zona sensible, es preciso aplicar tratamientos rigurosos en los que la opción SGB puede cumplir a la perfección con los requerimientos depurativos exigidos. Dicha afirmación queda respaldada por el hecho de que los propios procesos biológicos de eliminación de nutrientes, que son los más aplicados como solución al cumplimiento de los rendimientos restrictivos antes mencionados, requieren de un cultivo muy sensible a las condiciones de sustrato que proporciona la entrada, siendo imprescindible dotar a las estaciones depuradoras de sistemas con capacidad de adaptar las condiciones ambientales y técnicas de depuración a los requerimientos biológicos.

Por todo ello, en la presente tesis se propone el desarrollo de un SGB aplicado a los procesos de reducción del contenido en materia orgánica y nutrientes en un cultivo en suspensión, por ser los más extendidos y los que, por normativa, deben ser optimizados y adaptados a los nuevos requerimientos depurativos. Con este objetivo se parte de un estudio exhaustivo del estado depurativo de la Comunidad Extremeña, seguido de un análisis del proceso biológico que permita definir parámetros de control y estudiar su correlación con los rendimientos y los consumos energéticos. Todo ello con el objetivo de acabar definiendo un SGB basado en nuevos parámetros de control definidos sobre sensores de bajo coste que permita a las EDARs extremeñas y, por extensión, a cualquier depuradora de pequeño o mediano tamaño, adaptarse a las nuevas reglamentaciones sobre calidad de las aguas residuales, resolviendo así los problemas de gestión que padecían y que, muchas veces, partían de un diseño sobredimensionado de las instalaciones depurativas. El SGB definido será testado sobre un demostrador experimental que reproduce las condiciones del proceso de cultivo en suspensión de una EDAR a escala de laboratorio, mostrando los beneficios del mismo sobre el proceso y sobre la reducción de los consumos energéticos.

#### 1.1.1 Objetivos de calidad del agua efluente.

Independientemente del sistema de gestión implantado, y de la comunidad que se pretenda analizar, es necesario cumplir con la normativa actualmente existente que regula la calidad del agua efluente de las plantas de tratamiento, y que tiene como objetivo garantizar la protección de los cauces receptores de esos efluentes. Para ello, se aplica la normativa europea 91/271/CEE transcrita al sistema legal español mediante el Real Decreto Ley 11/1995, desarrollado en el Real Decreto 509/1996 de 15 de marzo, que define los objetivos de calidad del tratamiento de las aguas residuales urbanas referidos a la reducción de materia orgánica y nutrientes. Dicho Real Decreto es modificado por el 2116/1998, el cual incorpora las modificaciones en los límites de vertido para nutrientes que introdujo la Directiva 98/15/CE. Por tanto, en dichas normativas se fijan los requisitos técnicos que deben cumplir los vertidos procedentes de instalaciones secundarias (EDARs), identificándose contaminantes orgánicos, medidos en Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) o en Demanda Química de Oxígeno (DQO), contaminantes particulados, medidos en forma de Sólidos en Suspensión Totales (SST), y, finalmente, nutrientes, en este caso nitrógeno (N) y fósforo (P).

Por norma, se establecen los límites de vertido para materia orgánica, DQO/DBO y SST, recogidos en la tabla 1, los cuales son aplicables a toda aglomeración urbana superior a 2.000 habitantes equivalentes (h. e., definidos como una medida de carga orgánica, esto es, 1 h. e.= 60 g. DBO<sub>5</sub> día<sup>-1</sup>) lo que se puede equiparar a poblaciones de 3.500 a 4.000 habitantes reales (asumiendo una dotación media de 150 L hab<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>). Igualmente se identifican zonas sensibles, es decir, regiones con límites muy restrictivos en cuanto a contaminación de nutrientes (N y P), cuya limitación es la recogida en la tabla 2, aplicable, en el caso español, a todas aquellas EDARs con cargas contaminantes superiores a 10.000 h. e. que viertan sus agua a demarcaciones hidrográficas consideras como sensibles por la autoridad competente.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN	PORCENTAJE MÍNIMO DE REDUCCIÓN
DBO5 (mg L O <sub>2</sub> <sup>-1</sup> )	25 mg L $O_2^{-1}$	70-90
DQO (mg L $O_2^{-1}$ )	125 mg L O <sub>2</sub> -1	75
SST (mg L <sup>-1</sup> )	35 mg SST L <sup>-1</sup>	90

Tabla 1: Límites legales de vertidos a cauces públicos para materia orgánica y sólidos.

4

Tabla 2: Límites legales de vertidos a cauces públicos para nitrógeno y fósforo (zonas sensibles).

.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN	PORCENTAJE MÍNIMO DE REDUCCIÓN
Fósforo total (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> + P orgánico)	2 mg P L <sup>-1</sup> (de 10.000 a 100.000 h. e.) 1 mg P L- <sup>1</sup> (más de 100000 h. e.)	80
Nitrógeno total (NTK+N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) NTK(Nitrógeno Total Kjehdal)	15 mg N L <sup>-1</sup> (de 10.000 a 100.000 h. e.) 10 mg N L <sup>-1</sup> (más de 100.000 h. e.)	70-80

### 1.1.2 Evolución de las normativas relacionadas con la reducción del contenido de nutrientes.

La Directiva 91/271/CE, en su artículo 5, pone de manifiesto que los Estados Miembros llevarán a cabo la designación de zonas sensibles (ZS) en su territorio para antes del 31/12/1.993, velando para que dicha designación se revise al menos cada cuatro años, contando con siete años de transición todas aquellas aglomeraciones urbanas de más de 10.000 h. e. que viertan sus efluentes a dichas zonas consideradas como sensibles. Los criterios considerados para definir zonas sensibles son los que a continuación se detallan (3<sup>er</sup> Informe de la CE):

- Criterio 1. Masas de aguas dulces, estuarios y aguas costeras que sean eutróficos o que puedan llegar a serlo si no se adoptan medidas de protección.
- Criterio 2. Aguas dulces de superficie destinadas a la obtención de agua potable o que pudieran contener una concentración de nitratos superior a 50 mg L<sup>-1</sup>.
- Criterio 3. Zonas en las que sea necesario un tratamiento adicional para cumplir otras directivas del Consejo, tales como directivas sobre las aguas de pesca, las aguas de baño, las aguas para la cría de moluscos, o sobre la conservación de las aves silvestres y los hábitats naturales, etc.

Ahora bien, y tal como se observa en la figura 1, la primera declaración de zonas sensibles en España aparece en el Real Decreto 25 de mayo de 1.998, referente únicamente a las Cuencas Hidrográficas Intercomunitarias, esto es, cuyo dominio

público excede el ámbito de una Comunidad Autónoma, de forma que compete al Estado su declaración, apareciendo un total de 90 zonas sensibles en las Cuencas Hidrográficas del Duero, del Ebro, del Guadalquivir, del Guadiana, del Júcar, del Norte, del Segura, del Sur y del Tajo. Seguidamente a dicha declaración, concretamente un año después, la Comunidad Andaluza fue la primera en llevar a cabo la declaración de zonas sensibles de ámbito intracomunitario, como muestra la tabla 3. Sin embargo dicha declaración no es remitida a la Comisión Europea. Ésta establece en su 2º Informe sobre cumplimiento de la directiva 91/271/CEE que en España son 120 las aglomeraciones urbanas de más de 10.000 h. e. que cuentan con un tratamiento riguroso para la eliminación de nutrientes, lo que corresponde al 8 % de la carga orgánica total, siendo únicamente 35 las que cumplen con los requisitos de rendimiento. Igualmente, en dicho informe, la Comisión Europea insta a España a incrementar la declaración de zonas sensibles. En concreto señala que 44 zonas deberían haber sido consideradas como sensible en la primera declaración, por considerarlas prioritarias.



Figura 1. Evolución de la declaración de zonas sensibles en España a través de la declaración de las mismas a nivel intercomunitario y en base a los informes de cumplimiento emitidos por Europa.

Por norma, Europa emite informes de seguimiento de la directiva 91/271/CE cada dos años, como igualmente se puede apreciar en la figura 1, de manera que en su 3<sup>er</sup> Informe, el número de aglomeraciones urbanas con descarga en zona sensible a fecha 31/12/2.001 decrece a 113, aclarando que dicha reducción se debe a que

varias aglomeraciones, tras la actualización de cálculo de su carga en habitantes equivalentes, quedan por debajo de 10.000 h. e. La información que incluyen dichos informes es la que proporciona el Estado Español, de manera que para la fecha del informe queda patente que no se incluyen la declaración de ZS intracomunitaria llevada a cabo por Andalucía, Galicia y Murcia. Igualmente en dicho informe la comisión establece que España debe incrementar su carga sometida a tratamiento riguroso de depuración a través del incremento de declaración de zonas sensibles.

PROVINCIA	AÑO	PUBLICACIÓN	NÚMERO DE ZONAS SENSIBLES
ANDALUCÍA	1.999	DECRETO 54/1999, BOJA nº 35 de 23 de marzo de 1999	6
	2.005	DECRETO 204/2005, BOJA nº 28 de 25 de octubre de 2005	Actualizadas 9
CANARIAS	2.004	ORDEN de 27 de enero de 2.004. Boletín Oficial de Canarias nº 23 de 4 de febrero de 2.004	7
CANTABRIA	2.009	2.009 Acuerdo de Consejo de Gobierno de 22 de enero de 2.009. BOC nº 43 de 4 de marzo de 2.009	
CATALUÑA	2.006	ACORD de 23 de maig de 2.006, del Govern de la Generalitat, pel qual es modifica el Pla de sanejamentde Catalunya. DOGC nº 4.667 de 3 de Julio de 2.006	10
CEUTA	2.003	B. O. C. CE nº 4.275, de 5 de diciembre de 2.003	0
MELILLA	2.003	BOME nº 4.042 de 12 de diciembre de 2.003	0
COMUNIDAD VALENCIANA	2.002	ORDEN 30 de agosto de 2.002	7
GALICIA	2.001	RESOLUCIÓN de 22 de mayo de 2.001, DOG nº 104 de 30 de mayo de 2.001	1
	2.013	RESOLUCIÓN de 28 de enero de 2.013, DOG nº 61 de 27 de marzo de 2.013	Actualizadas a 24
ISLAS BALEARES	2.003	DECRETO 49/2003 de 9 de mayo de 2.003	142
PAÍS VASCO	2.004	DECRETO 168/2004 de 7 de septiembre de 2.004. BOPV de 15 de septiembre de 2.004	10

Tabla 3. De	claración de	zonas sensibles	intracomunitarias	en España.
-------------	--------------	-----------------	-------------------	------------

	2.	2.012	DECRETO 214/2012 de 16 de octubre. Boletín Oficial del País Vasco nº 206 de 23 de octubre de 2.012	Actualizadas a 11
REGIÓN DI MURCIA	E 2.	2.001	ORDEN 20 de junio de 2.001. BORM nº 144, de 23 de junio de 2.001	1
	2.	2.012	Disposición 10.142 de la Consejería de Agricultura y Agua. BORM nº 151 de 2 de julio de	Mantenida en 1
			TOTAL	215

Con el objeto de cumplir con la normativa de revisión de zonas sensibles cada cuatro años, en el período de 2.002-2.003 se debería haber publicado una nueva declaración de las mismas en zona intercomunitaria, sin embargo no es hasta la Resolución del 10 de julio de 2.006 de la Secretaria General para el Territorio y la Biodiversidad que se lleva a cabo dicha revisión, habiendo transcurrido un total de ocho años desde la anterior. En dicho período, la Comisión Europea publica el 4º y el 5º informe de seguimiento de la directiva 91/271/CE, exponiendo que los datos facilitados por España no fueron entregados en los plazos establecidos y los entregados eran incompletos, por lo tanto no aporta datos de cumplimiento.

Ahora bien, independientemente de que el Estado no llevó a cabo la declaración de ZS intercomunitarias, en el caso de las cuencas intracomunitarias sí que se produjo un importante avance, de manera que a fecha de 2.005 se establece que todas las CC. AA. con aguas costeras, a excepción de Asturias, lleven a cabo una primera declaración de zonas sensibles, contabilizándose un total de 153 de tales zonas para dicho año.

Esa ampliación de zonas sensibles queda patente en el 6º Informe de la Comisión, donde ya se establece un total de 392 ZS (inter e intracomunitarias en la totalidad del territorio español) y un total de 394 zonas de captación de ZS (dos más que las ZS declaradas, puesto que son zonas de captación de ZS que corresponden a Portugal). Sin embargo, queda patente que únicamente 84 aglomeraciones urbanas están sometidas al cumplimiento del artículo 5 de la 91/271/CE, estando conformes con el rendimiento depurativo a alcanzar sólo 29 de ellas.

Por tanto, tras este informe, con fecha 31/12/2.008, queda de manifiesto que España es uno de los Estados Miembros con un menor cumplimiento en lo que a reducción del contenido en nutrientes se refiere, emitiendo la Comisión Europea un último aviso, previo a la toma de medidas legales contra el Estado Español, mediante la orden IP/08/1802, identificándose un total de 343 aglomeraciones urbanas que incumplen con los criterios de tratamiento riguroso.

Sin embargo, tras la declaración de zonas sensibles en 2.006 y la puesta en marcha del Plan Nacional de Calidad de Aguas 2.007-2.015, España mejora notablemente sus rendimientos depurativos en zonas sensibles, como muestra el

7º y último informe de la Comunidad Europea publicado hasta la fecha, en el que de las 110 aglomeraciones que deben cumplir con los requisitos de zona sensible, 55 fueron identificadas con rendimientos aceptables, estableciéndose que a fecha de 31/12/2.010 existen un total de 578 aglomeraciones que se encuentran en fase de transición para adaptarse a los requerimientos de zona sensible.

Igualmente, en dicho informe se incluye un inventario de EDARs en el territorio Español con fecha del 31/12/2.010, recogido en la tabla 3, y en el que se puede observar que se contabilizan 804 estaciones depuradoras de más de 10.000 h. e.

Por tanto, se concluye que España, a día de hoy, cuenta con un total de 668 EDARs cuyo tratamiento debe estar adaptado a la eliminación de nutrientes, ya que su período de adaptación finalizó en 2.013, a lo que es preciso añadir que tras la Resolución del 30 de junio de 2.011 de la Secretaria de Estado de Medio Rural y Agua, se incrementan en 29 las zonas sensibles. De manera que para las aglomeraciones urbanas que viertan en dicho territorio, que son un total de 59, el tiempo de transición de siete años permite plazos hasta 2.018 para adaptarse a la reducción del contenido en nutrientes. Este hecho permite establecer que el presente de la depuración de aguas residuales en España pasa por considerar sistemas biológicos avanzados, que incluyan tratamiento de materia orgánica y nutrientes, una circunstancia que define un escenario óptimo para la aplicación de los sistemas que plantea la presente memoria.

### **1.2 Mapa depurativo extremeño.**

Una vez que han sido analizados los retos depurativos a afrontar y ha quedado de manifiesto la necesidad de un conocimiento exhaustivo del cultivo bacteriano implicado en la depuración de aguas residuales, es preciso evaluar el caso extremeño.

Extremadura cuenta con dos provincias con relieve e hidrología con claras diferencias, sujetas igualmente a la necesidad de reducir el contenido en nitrógeno y fósforo vertido a cauces receptores, por ser declaradas ambas como zonas sensibles intercomunitarias.

La provincia de Cáceres tiene un total de 409.130 habitantes en una extensión de 19.868 km<sup>2</sup>, distribuidos en 219 poblaciones (INE 2.014), de las cuales 185 poseen menos de 2.000 habitantes, suponiendo una población total de 136.293, es decir, el 33 % sobre el total. De esta forma, el 67 % de la población habita en poblaciones de más de 2.000 habitantes, siendo el núcleo poblacional más habitado la ciudad de Cáceres, con un total de 96.549 habitantes a fecha 1 de enero de 2.014. Con respecto a la orografía cacereña es preciso señalar que supone la provincia con las mayores elevaciones de la Comunidad Extremeña, con un amplio número de valles ricos en vegetación y fauna. E igualmente en lo que a hidrología se refiere, Cáceres acoge dos cuencas hidrográficas intercomunitarias, principalmente la del Tajo, y en menor medida la del Duero.

La provincia de Badajoz tiene un total de 661.874 habitantes en una extensión de 21.766 km<sup>2</sup>, siendo la provincia española más extensa, seguida de Cáceres. Cuenta con 185 poblaciones (INE 2.014), de las cuales 92 poseen menos de 2.000 habitantes, suponiendo una población total de 89.368, es decir, el 13,5 % sobre el total. De esta forma, el 86,5 % de la población habita en poblaciones de más de 2.000 habitantes, siendo el núcleo poblacional más habitado la ciudad de Badajoz con un total de 152.239 habitantes a fecha 1 de enero de 2.014. En cuanto a su orografía, Badajoz es un territorio llano, con grandes extensiones de terreno. En lo que a hidrología se refiere, destaca como cuenca hidrográfica intercomunitaria la correspondiente al Guadiana, acogiendo en menor medida a la del Guadalquivir.

Por lo tanto, la Región Extremeña plantea dos escenarios bien diferenciados, por un lado el escenario cacereño, caracterizado por una orografía complicada con una baja densidad de poblaciones de más de 2.000 habitantes, que serán las susceptibles de cumplir las normativas depurativas establecidas en la 91/271/CE, por el otro la provincia de Badajoz, que aparece como un territorio llano en el que la población se concentra en mayor medida en las poblaciones de más de 2.000 habitantes.

#### **1.2.1** Infraestructuras de depuración en Extremadura.

Las afirmaciones anteriores tienen sus implicaciones en el número de EDARs registradas en la comunidad, e igualmente en su distribución por tamaños, como muestra la figura 2, en la que se observa la distribución del tamaño de las EDARs en comparación al caso español.



DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE EDAR

TAMAÑO EDARS EN h. e.		2.000- 10.000	10.001- 15.000	15.001- 100.000	>100.000
ESPAÑA	N⁰ AGLOMERACIONES	1.462	203	467	134
	CARGA (h.e.)	6.776.209	2.525.699	17.676.899	42.611.805
BADAJOZ	N⁰ AGLOMERACIONES	45	16	13	3
	CARGA (h.e.)	235.938	196.779	402.576	553.333
CÁCERES	N⁰ AGLOMERACIONES	42	5	5	1
	CARGA (h.e.)	210.741	64.260	139.076	122.000

Figura 2. Distribución del total de EDARs en las provincias extremeñas y en el territorio nacional catalogadas en función del tamaño de las mismas. Datos extraídos del 7º

# Informe de la CE sobre implantación de la normativa 91/271/CE, actualizados por los datos extraídos de (PROMEDIO, 2014) y (Aqualia FCC, 2014).

Claramente se observa que la provincia cacereña cuenta con un perfil depurativo basado en EDARs de pequeño tamaño (2.000-10.000 h. e.), puesto que se han construido un total de 42 estaciones depuradoras para dar servicio a prácticamente el 40 % de la carga generada en la provincia. Este hecho viene propiciado por las características del terreno, con una orografía compleja, de tal manera que no es posible conseguir estaciones depuradoras que aglutinen a varios municipios. Igualmente es interesante resaltar el bajo número de EDARs de mediano tamaño, únicamente 10 entre 10.000 y 100.000 habitantes equivalentes, que representan un 30 % de la carga. Finalmente, se ha catalogado una única gran estación depuradora: la de Cáceres capital. De esta forma, como era previsible, esta configuración de infraestructuras hidráulicas coincide la distribución con poblacional.

Ahora bien, comparando esta distribución con la que presenta el territorio nacional, queda patente que Cáceres no se ajusta a una distribución estándar, caracterizada por un alto número de EDARs de pequeño calado (60 % del total), que recogen no más del 10 % de la carga generada, un número de EDARs de mediano calado del orden del 35 %, que implican un 20 % de la carga, y finalmente un bajo número de EDARs de gran tamaño, pero que aglutinan la mayor parte de la carga contaminante, por norma, más del 70 %. Por tanto, Cáceres presenta un panorama depurativo basado en pequeñas estaciones depuradoras que recogen un amplio porcentaje de carga, resultando un objetivo muy interesante para el trabajo a desarrollar en la presente tesis, puesto que ésta se centrará principalmente en EDARs de pequeño/mediano tamaño, es decir instalaciones de menos de 100.000 habitantes equivalentes.

En el caso de la provincia pacense se aprecia una distribución muy similar a la del territorio nacional, si bien, queda patente que predominan las EDARs de pequeño tamaño: 45 EDARs que sólo recogen el 17 % de la carga total. Para Badajoz, las EDARs de mediano tamaño representan el 43 % de la carga. Aparecen también catalogadas tres grandes EDARs que recogen un total del 40 % de la carga total contaminante pacense (Badajoz, Almendralejo y Mérida). De esta forma se puede concluir que, aunque la distribución en número sea similar al caso nacional, las pequeñas y medianas EDARs siguen tratando la mayor parte de la carga contaminante.

Por tanto, la Comunidad Extremeña se caracteriza por la existencia de un gran número de pequeñas y medianas EDARs, que, en su conjunto, van a tratar una carga contaminante suficientemente alta, es decir, que sobre ellas recae la responsabilidad de procesar la mayor parte de las aguas residuales que deben ser tratadas. Por otro lado, aunque las EDARs de menos de 10.000 habitantes equivalentes no quedan sujetas a alcanzar los límites de nitrógeno y fósforo establecidos en normativa, el hecho de encontrarse en zona sensible ha impulsado que los organismos de cuenca, principalmente las Confederaciones Hidrográficas, incluyan en las autorizaciones de vertido de estas instalaciones unos límites mínimos de reducción del contenido de nutrientes, los cuales se encuentran en la tabla 4. En base a ella, se asegura no sólo un rendimiento de nitrógeno y fósforo total, sino que igualmente, en lo que respecta al nitrógeno, se exige que el nivel de amonio vertido sea mínimo, obligando a oxidarlo a nitrato.

Tabla 4: Límites legales de vertidos a cauces públicos para nitrógeno y fósforo (zonas sensibles) para poblaciones inferiores a 10.000 habitantes equivalentes.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN
Fósforo total (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> + P orgánico)	≤ 4 mg P L <sup>-1</sup>
Nitrógeno total (NTK+N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) <b>NTK(Nitrógeno Total Kjehdal)</b>	≤ 15 mg N L <sup>-1</sup>
Amonio	$\leq$ 5 mg N L <sup>-1</sup>

Estas características diferenciadoras propician un escenario óptimo para el presente trabajo, puesto que son numerosas las estaciones depuradoras susceptibles de ser optimizadas, las cuales tienen un fuerte peso en la reducción de los contenidos de materia orgánica y nutrientes vertidos a los cauces receptores de Extremadura.

#### 1.2.2 Problemática en el diseño de las EDARs extremeñas.

Una vez analizadas tanto la distribución poblacional como la distribución de las EDARs en las provincias extremeñas, ha quedado patente que el número de EDARs que predominan son aquellas comprendidas entre 2.000 y 100.0000 habitantes equivalentes, siendo únicamente cuatro las grandes estaciones depuradoras con las que cuenta Extremadura: Cáceres, Badajoz, Mérida y Almendralejo.

Por norma, a la hora de seleccionar la tecnología depurativa las grandes EDARs cuentan con un sistema de cultivo en suspensión de fangos activos, es decir, un sistema en el que el peso de la reducción de la materia orgánica y nutrientes lo lleva un reactor que contiene un cultivo bacteriano heterogéneo completamente agitado y aireado en el que los tiempos de contacto de las bacterias con el agua residual son bajos. De esta manera se fomenta una producción explosiva de

microorganismos, cuyo excedente debe ser retirado y estabilizado para evitar infecciones y malos olores, y que puede ser posteriormente empleado como sustrato de una digestión anaerobia.

Por el contrario, las pequeñas y medianas EDARs, tanto extremeñas como del resto del territorio nacional, se basan en una variante a la configuración de fangos activos, denominada aireación prolongada. El objetivo de esta configuración es aportar un mayor tiempo de contacto entre el agua residual y el cultivo en suspensión, de forma que la densidad de carga contaminante por unidad de microorganismos sea muy baja, fomentándose la respiración endógena, es decir, las bacterias tienden a auto-consumirse. Este hecho permite reducir la generación del exceso de microorganismos a retirar, evitando su procesamiento posterior por digestión anaerobia. Ahora bien, este fenómeno se consigue a coste de incrementar el volumen del reactor, estando aquí la clave de la problemática depurativa de las pequeñas y medianas EDARs, puesto que la práctica totalidad están sobredimensionadas, afectando este hecho a los rendimientos depurativos y a la gestión diaria de las plantas.

### 1.2.3 Principal causa de sobredimensionamiento.

A día de hoy, existen y se han aplicado dos grandes corrientes para el diseño de EDARs de pequeño y mediano tamaño. Por un lado se cuenta con la vertiente derivada de la normativa americana USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) (Metlaf & Eddy, 2.004) y adaptada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, y por el otro, la vertiente derivada de la normativa alemana ATV-DVWK-A 131-e (ATV, 2.000).

La variante USEPA/CEDEX se basa en definir un valor muy bajo de la relación alimento/microorganismos y en fijar la concentración de microorganismos con los que se pretende trabajar, de tal forma que el volumen del reactor se determina como un parámetro final del diseño, teniendo que verificarse que se alcanza un tiempo de residencia de la población bacteriana en el sistema depurativo, comúnmente denominado edad del fango, de 20 días. En el caso que no se verifique, se recalcula el volumen modificando las variables inicialmente seleccionadas.

Por el contrario, la variante alemana ofrece una fórmula matemática para determinar la edad del fango que se basa en las características cinéticas del cultivo bacteriano. De esta manera se calcula la carga de microorganismos que debe contener el reactor, para finalmente obtener el volumen del mismo decidiendo la concentración de microorganismos con las que se pretende trabajar.

Ambas corrientes se resumen en la figura 3.



NOTA:  $E_{f,min}$ : Edad del Fango Mínima, FS: Factor de Seguridad, T<sup>a</sup>: Temperatura, V<sub>D</sub>: Volumen no aireado del reactor, V<sub>R</sub> : Volumen total del reactor, Pf: Producción en exceso de microorganismos, DBO<sub>5</sub>: Contaminación de materia orgánica afluente medida en Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO<sub>5,ef</sub>, SST<sub>ef</sub>: materia orgánica y sólidos a la salida del sistema, 25 y 35 mg L<sup>-1</sup> por normativa, MLSS (Mixed Liquor Suspended Solid): Masa en suspensión de microorganismos y partículas inertes en el reactor, V<sub>R</sub>: Volumen del reactor, R<sub>MIN</sub>: Rendimiento mínimo a alcanzar, C<sub>m</sub>: Carga másica, relación alimento/microorganismos, Q<sub>d</sub>: Caudal diario.

### Figura 3. Pasos de diseño de la configuración de EDAR según aireación prolongada para las dos corrientes más extendidas: (ATV, 2.001) y (CEDEX, 2.010).

Tras la revisión de los proyectos de construcción de un total de 52 EDARs distribuidas por el territorio extremeño, así como de la visita a un total de 60 EDARs de entre 20.000 y 100.000 h. e., se concluye que, hasta el año 2.013, la práctica totalidad de las depuradoras visitadas han sido diseñadas según los criterios USEPA.

La metodología alemana es de reciente incorporación a los criterios de diseño españoles, de manera que de las EDARs visitadas, únicamente dos de ellas

seguían los criterios alemanes. Además, ambas fueron construidas a partir de 2.013.

Este hecho propició la realización del estudio del volumen de los reactores de las EDARs analizadas, partiendo de la hipótesis de que 20 días de edad del fango, según criterios USEPA y sin tener en cuenta ciertos factores como la temperatura y las condiciones cinéticas del cultivo bacteriano, conducían a valores de sobredimensionamiento de las instalaciones depuradoras.



EDAR	h.e. REAL	h.e .DISEÑO	% SOBREDIMENSIONAMIENTO
Alange	2.509	6.000	58
La Albuera	3.490	4.000	13
Arroyo	8.256	8.000	-3
Feria	1.738	4.000	57
Pueblonuevo del Guadiana	4.153	7.468	44
Solana de los Barros	2.185	6.000	64
Torremayor	2.000	4.514	56
Valverde de Leganés	7.427	7.200	-3
Villalba de los Barros	2.886	4.000	28
Villar del Rey	5.009	5.300	5
La Zarza	6.402	12.000	47
Garbayuela	130	852	85
Herrera del Duque	3.008	11.532	74
La Coronada	1.200	3.544	66
Navalvillar de Pela	5.763	5.773	0
Santa Amalia	3.004	4.000	25

Siruela	1.578	2.461	36
Talarrubias	5.117	6.404	20
Vegas Altas	308	350	12
Ahillones	1.124	4.000	72
Bienvenida	3.461	4.000	13
Campillo	2.027	8.000	75
Casas de Reina	76	200	62
Fuente de Cantos	2.157	16.000	87
Granja de Torrehermosa	2.084	12.000	83
Higuera la Real	3.969	16.400	76
Hornachos	3.186	10.000	68
Llera	1.957	4.000	51
Llerena	4.941	22.000	78
Maguilla	1.394	4.000	65
Ribera del Fresno	1.587	4.000	60
Usagre	794	8.000	90
Valencia de las Torres	627	4.000	84
Oliva de la Frontera	2.224	19.241	88
Fregenal de la Sierra	4.605	13.750	67
Villanueva del Fresno	1.199	4.727	75
Burguillos del Cerro	2.253	4.992	55
Alconchel	625	2.644	76
Cheles	651	1.747	63
Zahínos	1518	4000	62
Valencia del Ventoso	490	4708	90
Zafra	15.388	72.800	79
Cabeza del Buey	2.046	19.264	89
Campanario	3.365	12.096	72
Castuera	2.896	20.272	86
Los Santos de Maimona	13.333	22.000	39
Montijo	42.167	50.000	16
Quintana de la Serena	5.382	13.670	61
Zalamea de la Serena	2.245	9.970	77
Orellana la Vieja	2.391	10.716	78
Monterrubio	2.035	9.072	78
Cañaveral	597	7385	92

### Figura 4. Estudio de sobredimensionamiento en 52 EDARs analizadas en la Comunidad Extremeña.

Los resultados del estudio realizado se muestran en la figura 4, donde puede comprobarse que la hipótesis inicial de sobredimensionamiento se cumple en el 95 % de las plantas analizadas. Igualmente, se muestra en la tabla que se acompaña

que los porcentajes de sobredimensionamiento oscilan entre valores inferiores al 5 % y valores superiores al 90 %. Por lo tanto, se concluye que un funcionamiento en base a parámetros clásicos de diseño conlleva una gestión insostenible tanto técnica como económicamente.

#### **1.2.4** Conclusiones al mapa depurativo extremeño.

Ha quedado de manifiesto que el panorama depurativo extremeño está caracterizado por un amplio número de estaciones depuradoras con un problema de sobredimensionamiento de su reactor. Este hecho implica problemas de gestión y un fuerte sobrecoste, puesto que es preciso generar una gran aireación, con el consiguiente exceso de consumo energético, que permita mantener la elevada carga de microorganismos que facilite ratios adecuados de estabilización del fango en exceso que se retira de la instalación.

Del mismo modo que se han analizado los proyectos de diseño y construcción de un total de 52 EDARs, se han analizado también sus datos de rendimientos medios en la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Se ha observado un valor medio de reducción de la materia orgánica del 90 %, lo que implica cumplimiento de la normativa actual, y un valor medio de reducción del contenido en nitrógeno total del 69 %, que, si bien, no alcanza el rendimiento impuesto por la normativa 91/271/CE, sí que permite afirmar que, particularizando para cada caso concreto, en el 75 % de las EDARs estudiadas se ha cumplido con los rendimientos mínimos de alcanzar el 70 %, mientras que en el 80 % de las EDARs de pequeño calado se han llegado a alcanzar los límites menos restrictivos en nitrógeno impuestos por las confederaciones hidrográficas. Esta circunstancia viene propiciada por el hecho de que el sobredimensionamiento de las instalaciones facilita una menor competencia entre grupos bacterianos, lo que propicia que se desarrollen correctamente los organismos encargados de reducir la materia orgánica y los encargados de llevar a cabo la reducción del nitrógeno de las aguas de entrada. Ahora bien, en lo que respecta a la eliminación de fósforo, el rendimiento medio alcanzado no ha superado el 60 %, no alcanzándose los valores de normativa en el 80 % de las EDARs estudiadas, si bien, al igual que en el caso del nitrógeno, particularizando y en EDARs de pequeño calado se ha alcanzado el valor límite impuesto por las confederaciones en el 75 % de las instalaciones analizadas.

Se puede afirmar, por tanto, que los rendimientos en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno son asumibles, si bien, son mejorables en lo que respecta al nitrógeno. Sin embargo, en la reducción de fósforo hay un problema patente que es preciso afrontar. Igualmente, es importante tener en cuenta que, de las EDARs analizadas, el 90 % no estaban sujetas a restricciones en la eliminación de nutrientes por sus autorizaciones de vertido aportadas por el organismo de cuenca, siendo éste otro de los puntos clave a tratar del caso extremeño, ya que a pesar de

imponerse límites para pequeñas EDARs, éstos deben tender a los valores de normativa europea.

de completar el mapa depurativo, ha Con el objeto se estudiado microscópicamente el fango de las EDARs visitadas, un total de 60 instalaciones, observando como el sobredimensionamiento afecta a la estabilidad de la comunidad bacteriana. Esto se debe al hecho de que un alto volumen de reactor, aireado y agitado, permite una alta dilución de carga, de forma que en esta situación un grupo de bacterias, denominadas GALO (Organism Like Gordonia Amarae), crecen en exceso. Dichas bacterias son de carácter hidrófobo, de forma que se acumulan en la superficie del reactor generando una costra, que, en situaciones de exceso de la misma, puede llegar a comprometer la calidad del efluente. Esta circunstancia genera grandes problemas en la gestión de las estaciones depuradoras, suponiendo un fuerte sobrecoste, siendo observado en el 65 % de las EDARs visitadas.

### 1.2.5 Problemas de vertido de nitrógeno y fósforo a los cauces receptores.

El escenario anteriormente comentado pone de manifiesto la necesidad de realizar la adaptación o complementación de numerosas EDARs a los nuevos requerimientos, siendo los referidos al nitrógeno los que van a suponer un mayor reto, tanto técnico como formativo, por parte del personal encargado de gestionar este tipo de instalaciones, puesto que la presencia en exceso de esta substancia tiene consecuencias altamente nocivas para las aguas superficiales, tanto si es vertida en su forma oxidable, nitrógeno amoniacal ( $NH_4^+$ ), como si lo es en su forma oxidada, nitratos ( $NO_3^-$ ). Los principales efectos que este contaminante produce se detallan a continuación:

- a. Disminución de oxígeno en los ecosistemas naturales y, por tanto, aporte de septicidad al medio (cada mg de nitrógeno amoniacal oxidado supone 4,57 mg de oxígeno).
- b. Dificultad de cumplimiento de las normativas de calidad establecidas en la directiva 98/83/CE referente a amonio, el cual debe ser inferior a 0,5 mg L<sup>-1</sup>, y referente a nitratos, para los que se debe cumplir que (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/50 + NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/3) ≤ 1.
- c. Toxicidad aparente para las especies acuáticas, observable en valores superiores a 100 mg L<sup>-1</sup> tanto para el amonio como para el nitrato.
- d. Crecimiento masivo de algas y otras plantas acuáticas (eutrofización) por vertidos de nitratos y fósforo, que consumen el oxígeno presente en el medio y provocan la mortandad de las distintas especies presentes, así como la degradación de las aguas para su uso posterior (potabilización, ciertas aplicaciones industriales...).

e. Generación de contaminación transfronteriza de los mares europeos. De hecho se ha establecido que, para 2.013, el porcentaje de nitrógeno no eliminado de las aguas residuales efluentes que contribuye a la contaminación de los mares es del 15 %, siendo del 35 % para el fósforo (7º Informe CE).

#### 1.2.6 Idoneidad de los procesos biológicos para la eliminación de nutrientes.

En base a las afirmaciones anteriores, y teniendo en cuenta el cumplimiento de los límites de vertido que establece la normativa ya comentada para el cumplimiento de la remoción de nitrógeno y fósforo, aparecen dos tendencias. La primera de ellas se centra en un tratamiento puramente químico y viene heredada de las primeras grandes instalaciones que se vieron obligadas a reducir el contenido en fósforo de las aguas residuales, mientras que la segunda, biológica, está basada en la combinación de procesos de oxidación-reducción según el aceptor de electrones. Es esta última la de mayor aceptación a día de hoy.

La razón de apostar por la tendencia biológica radica en la capacidad de integración de varios cultivos bacterianos, tanto autótrofos (es decir, organismos que no necesitan de otros seres vivos para alimentarse) como heterótrofos (aquellos que se alimentan con las substancias generadas por otros seres vivos), cuya fuente de energía la obtendrán de distintos aceptores de electrones. Así, se pueden dar procesos en los que el aceptor de electrones será el oxígeno (eliminación de materia orgánica por parte de microorganismos heterótrofos y oxidación de amonio a nitratos por parte de los microorganismos autótrofos), el cual debe ser aportado de forma mecánica, o bien procesos en los que los aceptores de electrones serán los nitratos (reducción de nitratos a estado gaseoso por parte de microorganismos heterótrofos facultativos) o la propia materia orgánica (eliminación de fósforo por parte de microorganismos acumuladores de fósforo). Conviene destacar el hecho de que en estos últimos casos, la no aportación de oxígeno permitirá que estos procesos sean susceptibles de conseguir un ahorro energético significativo, siempre que sean gestionados de forma correcta.

La tendencia actual en los procesos depurativos de aguas residuales es aplicar un cultivo bacteriano heterogéneo, como muestra la tabla 5, en un ecosistema artificial, el cual es susceptible de aceptar un sistema de gestión que busque la eficiencia energética siempre que se cuente con un conocimiento detallado de la cinética de los procesos bacterianos y se disponga de unas condiciones ambientales óptimas para su correcto funcionamiento.

MICROORGANISMOS	PROCESOS BIOLÓGICOS	ACEPTOR DE ELECTRONES
	<ol> <li>Remoción de DQO y amonificación (degradación orgánica, transformación de nitrógeno orgánico en amonio)</li> </ol>	Oxígeno
ORGANISMOS HETERÓTROFOS ORDINARIOS	<ol> <li>Desnitrificación (reducción de nitratos a nitrógeno gaseoso)</li> </ol>	Nitratos
	<ol> <li>Fermentación ácida (transformación de materia fermentable en ácidos grasos volátiles de cadena corta)</li> </ol>	Materia orgánica
	<ol> <li>Aportación de fósforo al medio (absorción de ácidos grasos volátiles y almacenamiento de Polyhidroxyalcalanoatos PHA)</li> </ol>	Materia orgánica
	<ol> <li>Aportación de fósforo al medio (absorción de ácidos grasos volátiles y almacenamiento de Polyhidroxyalcalanoatos PHA)</li> </ol>	Materia orgánica y nitratos
ORGANISMOS ACUMULADORES DE FÓSFORO	<ol> <li>Absorción de fósforo (degradación de PHA, reducción de nitratos a nitrógeno gaseoso)</li> </ol>	Nitratos
	<ol> <li>Absorción de fósforo (absorción de fósforo por encima de las necesidades metabólicas mediante degradación de PHA)</li> </ol>	Oxígeno
ORGANISMOS AUTÓTROFOS NITRIFICANTES	<ol> <li>Nitrificación (oxidación de amonio a nitritos y nitratos)</li> </ol>	Oxígeno

Tabla 5. Principales organismos implicados en los procesos de remoción de materia orgánica y nutrientes en el agua residual. Adaptada de (Ekama, 2.011).

## 1.2.7 Parámetros de gestión de los procesos EBN basados en sensores de bajo coste.

El problema de descontaminación, tanto de materia orgánica como de nutrientes, implica procesos de una enorme complejidad, puesto que, como se ha adelantado, requiere de la combinación en un mismo medio de varias formas de las reacciones de oxidación-reducción en las que estarán implicadas un amplio número de especies bacterianas. De esta manera, el nivel de competencia por los aceptores y donadores de electrones entre reacciones da lugar a la necesidad de controlar y conocer un amplio número de variables, tanto de la cinética de los propios ecosistemas microbianos como del entorno en el que se desarrolla. Por tanto, las variables que se pueden emplear para la gestión de este tipo de procesos requieren de la medición o estimación de:

- 1. El oxígeno disuelto (OD), por la existencia de procesos aerobios.
- 2. El potencial de reducción-oxidación (ORP), ya que su comportamiento diferencia entre regímenes aerobios/anóxicos/anaerobios.
- 3. El pH, ya que los procesos de reducción de nutrientes implican consumo o aporte de alcalinidad.
- 4. Las formas oxidadas (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) o reducidas (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) de los nutrientes. En el caso del nitrógeno aparece por norma general como nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en el agua afluente, el cual, tras su paso por la cámara aerobia, evoluciona a nitrito o nitrato (NO<sub>2</sub><sup>-</sup> o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y, finalmente, en fase anóxica es eliminado en forma de nitrógeno gaseoso (N<sub>2,g</sub>), que puede o no ser registrado. En el caso del fósforo el proceso resulta algo más sencillo, ya que en su mayor parte aparece como ortofosfatos en el agua afluente (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y es eliminado mediante un proceso de asimilación en el material celular, siendo eliminado por el propio mecanismo de la planta de regulación de una concentración de biomasa constante. De esta manera, los PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> pueden considerarse también como otro parámetro de control.

Por tanto, se establecen siete parámetros para controlar la eliminación biológica de nutrientes: OD, ORP, pH, NH4+, NO3-, N2,g y PO4- (Ekama, 2.011).

Ahora bien, a la hora de diseñar un proceso de control y gestión se debe tener en cuenta tanto el tiempo de respuesta como el coste de la tecnología que se va a implementar, sin olvidar nunca la información que van a proporcionar las variables seleccionadas. Será necesario, por tanto, analizar esos tres aspectos de los sensores que proporcionan las variables a medir, con el objetivo de determinar tanto la utilidad práctica como la viabilidad económica de su uso en un sistema real. Particularizando para cada uno de los tres aspectos señalados se tendrá que:

 Con respecto al tiempo de respuesta, las señales que proporcionan los sensores industriales de OD, ORP y pH se obtienen con mayor rapidez que para el caso de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N<sub>2,g</sub> y PO<sub>4</sub><sup>3<sup>-</sup></sup>.

Para el caso del amonio, en el mercado se presentan dos alternativas de medición. La primera de ellas, basada en la tecnología denominada GSE (del inglés Gas Sensitive Electrode, esto es electrodo sensible a gas), requiere, en primer lugar, de la filtración de la muestra, a continuación de una adecuación del pH que transforme la totalidad del amonio  $NH_4^+$  a amoniaco  $NH_3$ , y finalmente un proceso de digestión antes de realizar las medidas. Todos estos procesos hacen que su tiempo mínimo de respuesta sea de cinco minutos. Requiere, además, una calibración periódica de, al

menos, una cada 48 horas. La segunda tecnología que se presenta en el mercado es la denominada ISE (del inglés, lon Sensitive Electrode, es decir, electrodo sensible a iones). Esta tecnología elimina los procesos de adecuación de muestras, permitiendo tiempos de respuesta mínimos de un minuto. No obstante requiere, por norma, la corrección de potasio y cloruro, por lo que cuenta con dos electrodos de referencia. Además, la superficie de los electrodos debe ser limpiada por aire comprimido, lo que requiere de un proceso de mantenimiento continuo.

Para el caso de los nitratos, la tecnología de medida a nivel industrial más extendida es la basada en procesos de absorbancia en ultravioleta, con tiempos de respuesta no inferiores a un minuto, lo que propicia una utilización razonablemente eficiente. Se han desarrollado también tecnologías ISE para la medición de dicho parámetro.

Si nos centramos en la medición de ortofosfatos o fósforo en el agua residual, la tecnología se basa en la fotometría, requiriendo en todo caso de una filtración y adecuación de la muestra, unida a un proceso de reacción química colorimétrica, con un tiempo de respuesta no inferior a los diez minutos.

Finalmente, la medición del nitrógeno gaseoso en campo resulta completamente inviable. La tecnología de medición podría ser mediante cromatografía, la cual requiere de la toma de muestras concentradas y del análisis de las mismas, siendo el tiempo de respuesta muy variable, pero superando las doce horas. Como alternativa se está implantando la tecnología basada en narices electrónicas. Sin embargo, a día de hoy aún no existe ninguna marca comercial que ofrezca una solución para su aplicación en plantas reales.

- En cuanto a los costes, los sensores industriales disponibles para este último grupo (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N<sub>2,g</sub> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) suelen tener un precio de venta del orden de cuatro a cinco veces superior a los sensores de OD, ORP y pH.
- Por lo que respecta a la información que van a proporcionar, queda patente que este último grupo de sensores va a indicar claramente la evolución de los nutrientes en el sistema. Sin embargo, para su medición es preciso considerar el efecto de dilución del caudal afluente en el volumen del reactor, esto es, hay que tener muy en cuenta el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH, que será definido con mayor precisión más adelante), de manera que se puede asumir que la concentración de dichos nutrientes se va a ver reducida por efecto de la dilución mediante la siguiente expresión:

$$[C]_{REACTOR} = \frac{[C]_{AFLUENTE} * TRH}{V_{REACTOR} * Q_{AFLUENTE}}$$
(1)

En base a esta ecuación se puede afirmar que ante procesos sobredimensionados, o simplemente procesos que trabajen con TRH elevados, como son los procesos de eliminación biológica de nutrientes, el efecto de dilución va a reducir el margen de variación de los perfiles de la sensorería de nutrientes de manera muy marcada, como claramente muestra la figura 5, en la que se puede apreciar cómo en un proceso sobredimensionado la variación del amonio está en el orden del primer decimal, trabajando dichos sensores en los límites inferiores de detección e incurriendo en muchas ocasiones en fallos de medida.



Figura 5. Variaciones en la concentración de amonio medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no aireación.

Ante esta misma situación, los sensores de nitratos y ortofosfatos no tienen por qué trabajar en los límites inferiores de detección, ya que por la naturaleza de los procesos biológicos en los que dichos nutrientes intervienen pueden ser acumulados en el reactor, trabajando por tanto en rangos más amplios. Sin embargo, detectar sus variaciones, esto es, trabajar con sus diferencias en tiempo en procesos sobredimensionados, implicará moverse en valores en torno a las unidades, o bien en torno al primer decimal, como muestra la figura 6, en la que se recogen las variaciones de nitratos y ortofosfatos ante la misma situación que la representada en la figura 5.



Figura 6. Variaciones en la concentración de nitratos y ortofosfatos medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no aireación.

Por el contrario, los sensores de OD y ORP no se ven afectados por el efecto de dilución, ya que miden parámetros que no analizan el sustrato en una reacción química, estando relacionados con los procesos de transferencia de electrones en las reacciones de oxidación/reducción. Por tanto, sus variaciones sí aparecen claramente marcadas. Además, en aquellos casos en los que se midan las diferencias de estos parámetros en el tiempo, estaremos en un rango siempre superior al de las unidades, siendo en el caso del potencial ORP del orden de las centenas, como se muestra en la figura 7.



Figura 7. Variaciones en el valor del potencial ORP medidas en un reactor biológico de dique de oxidación sobredimensionado trabajando en alternancia de ciclos aireación/no-aireación.

En lo que respecta al pH, es preciso tener que cuenta que sí se verá afectado por el efecto de la dilución, puesto que mide la concentración de iones hidrógeno que se generan en las reacciones o bien que se consumen.

De los anteriores comentarios podría deducirse que los sensores de OD, ORP y pH únicamente poseen ventajas. Sin embargo su uso plantea algunos inconvenientes que se centran en su interpretación. Así, mientras que el grupo de sensores que miden los nutrientes a eliminar propiamente dichos se pueden usar como señales de control directas al no requerir interpretación, los incluidos en el grupo que nos ocupa (OD, ORP y pH) necesitan de un tratamiento que permita extraer la información necesaria para su uso en el control del proceso depurativo. Este tratamiento pasa por la extracción tanto de puntos característicos como de tendencias, haciendo posible la obtención de la misma información que se obtendría con la medición directa de los contaminantes.

Este tratamiento de la información complica, obviamente, la gestión del proceso depurativo al requerir que sea llevado a cabo antes de su utilización práctica. Para ello será necesario programar e incluir los correspondientes algoritmos en la electrónica de control de todo el proceso.

No obstante, este inconveniente puede verse compensado por el hecho de que ese tratamiento de la información puede facilitar el que se lleguen a anticipar problemas clásicos de gestión como son el choque orgánico, la sobrecarga hidráulica, fenómenos de deterioro de la capacidad de sedimentación del fango y el choque tóxico.

Por otro lado, dado que el control del proceso de depuración de las aguas residuales no requiere de una respuesta inmediata, la necesidad de procesar la información obtenida de los sensores de OD, ORP y pH no representa un problema especialmente importante. Además, dada la información que sobre la
dinámica del proceso se puede obtener del procesamiento de sus medidas, parece más que justificado decantarse por su uso prioritario en la gestión del proceso de control.

Por último, hay que apuntar que aunque las mediciones del pH son fáciles y económicas de obtener, la información que aportan sobre la dinámica del proceso no es de gran relevancia.

#### 1.2.8 Conclusiones.

A la luz de los comentarios anteriores, la presente tesis se centrará en el estudio de las medidas aportadas por los sensores de oxígeno y potencial de oxidaciónreducción con el objetivo de extraer la información necesaria para poder definir un control eficiente del proceso de depuración de las aguas residuales. El hecho de que estos sensores tengan unos bajos costes de adquisición facilitará que las estrategias de control propuestas puedan ser fácilmente exportables a las plantas reales, lo que las convertiría en una opción atractiva para las empresas gestoras de este tipo de instalaciones.

El trabajo realizado para determinar la forma de extraer la información que sobre la dinámica del proceso depurativo subyace en los valores de las dos variables señaladas, se ha realizado sobre los datos recopilados a lo largo de dos años en una planta real. Con estos datos se han calculado los parámetros clásicos de los perfiles de las curvas de OD y ORP aceptados en la bibliografía actual como más significativos a la hora de analizar la dinámica que esas mediciones describen. Además, se han definido nuevos parámetros con el objetivo de desentrañar la información cinética y de condiciones ambientes necesarias para definir un SGB adecuado al escenario depurativo en el que nos encontramos. Dicho escenario se centra en plantas de más de 10.000 habitantes equivalentes, afectadas por un proceso de sobredimensionamiento y que están obligadas a cumplir con requisitos de eliminación biológica de nutrientes. El conjunto de las instalaciones extremeñas de estas características representa el escenario ideal para poder aplicar las técnicas desarrolladas en el presente trabajo, por estar la mayor parte del territorio de esta comunidad declarado como zona sensible.

Por tanto, la estructura que seguirá la memoria aquí presentada ha empezado con la descripción detallada del escenario extremeño con el objetivo de definir las características concretas de las instalaciones que son susceptibles de ser actualizadas con las técnicas que en este trabajo se desarrollarán.

A continuación se realizará una primera aproximación a los procesos de degradación de materia orgánica y eliminación de nutrientes, con el objetivo de exponer los fundamentos biológicos en los que se basa todo el proceso de depuración, aportando una caracterización de las bacterias encargadas de llevar a cabo dicha descontaminación.

El trabajo continuará con la descripción y caracterización de la estación depuradora de la que se han extraído los datos necesarios para analizar las señales de control del SGB a desarrollar. Esta planta ha estado convenientemente monitorizada para garantizar la fiabilidad de las medidas obtenidas aportando un volumen de datos lo suficientemente grande como para asegurar la generalidad de la información que se ha obtenido. Es importante señalar que el control de la planta se basa en la gestión de procesos de alternancia de ciclos de aireación/no aireación, que es el más empleado para la actualización de pequeñas y medianas EDARs para alcanzar los objetivos de reducción de nutrientes (Battistoni et al., 2.003).

Seguidamente se definirán los algoritmos para la normalización, extracción de características y agrupamientos basados en características comunes que se van a emplear, y que servirán de base para describir finalmente la estructura del nuevo sistema de gestión biológica que permita adaptar los criterios de aireación al cultivo biológico.

El proceso de extracción de características y agrupamiento de los datos se llevará a cabo empleando técnicas de inteligencia artificial basadas en las redes SOM (Self Organizing Maps). El proceso seguido se basará en la definición de un mapa de neuronas en el que cada una de ellas representará un parámetro clave asociado a los diferentes procesos presentes en los ciclos alternados de aireación/no aireación que habrán sido definidos. Una vez que el mapa SOM sea interpretado, aprovechando para ello su sencilla interpretación gráfica, se identificarán aquellos parámetros con mayor peso en la monitorización de todo el proceso y se identificarán patrones de comportamiento mediante un análisis clúster. El último paso consistirá en utilizar toda esta información para definir un sistema de gestión biológica que regule el control de la degradación de la materia orgánica y los nutrientes.

El trabajo finalizará con la presentación de los resultados prácticos obtenidos en la aplicación del sistema de control desarrollado a un prototipo de reactor a escala de laboratorio en el cual se simularon diferentes condiciones de funcionamiento que pueden encontrarse en las plantas reales.

## 2 PROCESOS BIOLÓGICOS DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN AGUA RESIDUAL

## 2.1 Introducción.

En este capítulo se realizará una descripción detallada de los diferentes procesos bioquímicos que tienen lugar en el reactor biológico y que configuran el proceso global de eliminación de materia orgánica y nutrientes con el objeto de hacer hincapié en aquellos aspectos más relevantes a tener en cuenta para su caracterización. Como paso previo a este análisis es preciso aclarar que un sistema biológico de cultivo en suspensión contará con cuatro partes claramente diferenciadas:

1. Un pretratamiento, con el que se persigue retener coloides de gran tamaño arrastrados por el agua residual.

- 2. Un reactor biológico, en el que la masa de microorganismos se mantiene en suspensión mediante medios mecánicos, favoreciendo su interacción con el agua residual, con el objetivo de facilitar la degradación de la contaminación. El tiempo que permanecen ambos en contacto se denomina Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) y representa un importante parámetro de diseño de las plantas de depuración. En este reactor, las bacterias, en base a su tendencia a agruparse, formarán los denominados flóculos, que representan la entidad fundamental de los procesos de eliminación biológica de la materia orgánica y los nutrientes, ya que es en ellos donde se concentrará la actividad biológica.
- 3. A continuación se incluye un decantador, al que se le suele denominar decantador secundario debido a que las grandes EDARs cuentan con una fase de pre-decantación tras el pretratamiento. Sin embargo, en el ámbito estudiado en la presente tesis, no se usará el calificativo de secundario ya que son pocas las EDARs que cuentan con decantador primario, por ser en su mayoría pequeñas y medianas instalaciones. En el proceso llevado a cabo se aprovecha la capacidad de decantación del fango biológico que generan los flóculos al aglutinarse por falta de agitación, de forma que el agua clarificada queda en la superficie mientras el biolodo se concentra en el fondo de la vasija. El agua ya depurada fluirá por desbordamiento fuera del decantador mientras que el fango decantado será parcialmente recirculado al reactor biológico, con el objeto de mantener una concentración bacteriana constante. Se definirá así el Tiempo de Retención Celular (TRC) como el tiempo que los microorganismos permanecen en el sistema. El fango no recirculado será extraído del sistema.
- 4. Finalmente, se cuenta con una línea de extracción del fango en exceso. En el caso de las grandes EDARs éste será concentrado y estabilizado mediante grandes digestores anaerobios con producción de metano. Sin embargo, como ya se ha señalado en el punto anterior, son pocas las EDARs extremeñas que pueden ser consideradas grandes, por lo que este elemento está ausente de la mayoría de estas instalaciones. Es por ello que el fango en exceso producido es concentrado y centrifugado con el objeto de reducir su contenido en agua, para, a continuación, ser almacenado en una tolva.

Una vez identificadas las partes de un sistema depurativo de cultivo en suspensión, y con el objetivo de esclarecer la evolución del proceso de reducción de contaminantes del agua, es indispensable identificar los componentes de la materia orgánica e inorgánica presente en el agua residual. Ésta está compuesta por combinaciones de carbono, oxígeno e hidrógeno, junto a otros elementos tales como nitrógeno, fósforo, azufre o hierro. En la mayoría de los casos no se dan

combinaciones químicas puras sino residuos de complicada estructura procedentes de los procesos vitales de los hombres, los animales y las plantas.

Teniendo en cuenta lo anterior, la tendencia a caracterizar el agua residual no pasa por identificar compuestos químicos orgánicos e inorgánicos específicos, sino por diferenciar las distintas fracciones que se encontrarán presentes en el agua residual según su tamaño de partícula y según su carácter biodegradable. Ambos aspectos van a tener un fuerte peso tanto en los criterios de diseño de las estaciones depuradoras como en los procesos de explotación y gestión de dichas instalaciones, y por tanto en el rendimiento de reducción de contaminación en las aguas que constituirán el efluente, facilitando su evolución a través del pretratamiento, reactor biológico y decantador.

Se asume que las componentes orgánicas e inorgánicas cuentan con una fracción soluble y una particulada. Esta última, a su vez, se subdivide en fracción decantable, o coloidal, y fracción en suspensión. Esta caracterización atiende al tamaño de partícula, de forma que dichas denominaciones implican:

- Particulada: aquella cuyo tamaño de partícula es superior a 0,7 micras.
- Decantable o coloidal: aquella cuyo tamaño de partícula está comprendido entre 0,1 y 0,7 micras.
- Soluble: aquella cuyo tamaño de partícula es inferior a 0,1 micras.

Ahora bien, cada una de las tres fracciones antes mencionadas cuenta con una subdivisión en compuestos biodegradables y no biodegradables que se definirán como:

- Biodegradable: aquella materia susceptible de ser degradada gracias a la acción de los microorganismos, siendo las principales acciones las de hidrólisis y las de fermentación.
- No biodegradable: aquella materia biológicamente inerte y que pasa a través de un sistema de tratamiento biológico sin modificarse.

Finalmente, y atendiendo a la fracción inorgánica soluble, se establecen las subdivisiones: precipitable, biológicamente utilizable y no precipitable ni biológicamente utilizable. Estos compuestos se definen como:

• Precipitable: aquellos que son eliminados mediante procesos de precipitación química, como puede ser el empleo de cloruro férrico para la

reducción química del contenido en fósforo, o bien mediante absorción en la masa de fangos decantados, siempre que el flujo hidrodinámico lo permita.

- Biológicamente utilizable: son los referidos a los compuestos nitrogenados y de fósforo que, mediante procesos de eliminación biológica de nutrientes, pasan a estado gaseoso y escapan del sistema (nitrógeno) o bien son extra asimilados en el interior del material biológico (fósforo).
- No precipitable ni biológicamente utilizable: son los compuestos inorgánicos que serán inertes al sistema y escaparán por el efluente.

Una vez definidas las fracciones en las que pueden aparecer tanto la materia orgánica como la inorgánica en el agua se puede pasar al estudio de su evolución a través del sistema depurativo.

## 2.2 Generalidades de los procesos de eliminación de materia orgánica.

En primer lugar, es preciso conocer cómo se presentará la materia orgánica en el agua residual, es decir, determinar qué compuestos contiene, cómo se medirán y cómo se considerarán dentro del proceso depurativo. Una vez caracterizada el agua residual se procederá a estudiar las rutas metabólicas de eliminación de materia orgánica, haciendo hincapié en los factores de los que depende.

### 2.2.1 Fraccionamiento de la materia orgánica.

Atendiendo a la materia orgánica afluente al sistema, la tendencia actual en el estudio de este tipo de procesos no pasa por determinar compuestos orgánicos específicos, dada la ingente cantidad de compuestos complejos presentes en el agua contaminada, sino que se hace uso de los parámetros clásicos que se empelan para la medición de la materia orgánica en general contenida en el agua residual. Dichos parámetros son la demanda biológica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total (COT).

Cada uno de estos parámetros cuenta con un método referenciando para su determinación [todos ellos se encuentran descritos con detalle en (APHA, 1.995)]. Para el caso tratado en el presente trabajo es muy importante tener en cuenta que la tendencia actual, tanto para diseñar los sistemas biológicos como para su gestión, es la medida de materia orgánica como DQO, por ser éste un método rápido de realizar con unos costes asumibles. Por ello ha sido el utilizado en la realización de la presente tesis.

Por tanto, tal y como se detalla en la figura 8, se puede identificar la materia orgánica en función de su biodegradabilidad, en función de su tamaño de partícula y, finalmente, en función de su capacidad de asimilación en procesos de eliminación biológica de nutrientes.

Asumiéndose que la DQO soluble no biodegradable del afluente ( $S_{usi}$ ) es la DQO medida en el efluente, para sistemas biológicos de cultivo en suspensión con tiempos de retención celular superior a tres días, que son los que nos ocupan en la presente tesis, se asume que la totalidad de la materia orgánica rápidamente biodegradable ( $S_{bsi}$ ) es utilizada en el reactor biológico, mientras que la materia orgánica lentamente biodegradable ( $S_{bpi}$ ) y la componente particulada no biodegradable ( $S_{upi}$ ) quedan adsorbidas en el flóculo, sedimentando en el decantador secundario.

La materia orgánica no biodegradable particulada  $(S_{upi})$  y la materia biodegradable  $(S_{bi})$  contribuyen de una forma u otra a los sólidos volátiles del sistemas (VSS: Volatile Suspended Solid), entendidos como la masa de microorganismos, ya que la fracción no biodegradable particulada pasa a formar parte de la masa en suspensión de microorganismos y partículas inertes en el reactor (MLSS: Mixed Liquor Suspended Solid) y la fracción biodegradable contribuirá a la biomasa heterótrofa así como a los productos del decaimiento celular.

Para la materia orgánica rápidamente biodegradable del afluente (S<sub>bsi</sub>), su pequeño tamaño de partícula la convierte en una fracción realmente interesante para optimizar los procesos de eliminación de nutrientes por su facilidad de asimilación. Ahora bien, en aquellos casos en los que los sistemas biológicos trabajen con tiempos de retención celular altos, lo que suele ser obligatorio en sistemas biológicos de eliminación de nutrientes, la materia orgánica biodegradable particulada juega un papel importante igualmente, puesto que los procesos de hidrólisis enzimática tras su adsorción en el flóculo la transformarán en rápidamente biodegradable. De esta forma, la gestión de estas dos fracciones nos dará la clave para fomentar la eliminación biológica de nitrógeno.

Dicha fracción rápidamente biodegradable se puede subdividir a su vez en ácidos grasos de cadena corta susceptibles de ser fermentados (VFA) y materia fermentada (MORBF), cobrando esta distinción especial importancia en los procesos de eliminación biológica de fósforo.

En la figura 8 se acompaña la denominación de la materia orgánica y los valores medios referenciados, mostrándose las dos denominaciones más extendidas para su designación. La denominación en color blanco es la desarrollada en la Universidad de Cape Town, mientras que la denominación en naranja es la establecida por la IWA (Henze et al., 1.999), siendo esta última la más extendida y, por tanto, la que se asumirá para la presente tesis.



Figura 8. Fraccionamiento de la DQO afluente.

# 2.2.2 Mecanismo y evolución de la materia orgánica a través de un sistema biológico.

Una vez identificado el fraccionamiento de la materia orgánica, en el siguiente apartado se va a describir el modelo clásico hidrodinámico de evolución de la fracción orgánica en los procesos biológicos, puesto que, y en concreto para este contaminante, intervienen en gran medida los procesos de adsorción/absorción en el material biológico. Por esta razón, es preciso esclarecer hacia dónde se dirigen cada una de las corrientes tanto de materia orgánica como de sólidos volátiles, esto es, de microorganismos, en su paso hidráulico por cada uno de los elementos que componen el sistema depurativo convencional.

En el caso de existir una pre-decantación primaria, una fracción del material particulado, tanto biodegradable como no biodegradable, pasa a formar parte del fango primario, el cual será digerido en el reactor anaerbio, aportando una fuente de carbono la parte biodegradable y siendo la parte inerte recogida exactamente en la misma fracción en el fango estabilizado obtenido a la salida del digestor anaerobio, tal como muestra la figura 9.



Figura 9. Evolución de la materia orgánica a través de un proceso de cultivo en suspensión con proceso de estabilización del fango en exceso, con objeto de mostrar el balance total de la materia orgánica.

Una vez dentro del reactor biológico, la fracción orgánica biodegradable, ya sea particulada o en suspensión, es transformada por los Organismos Heterótrofos Ordinarios (OHO, sin capacidad de almacenamiento de polifosfatos,  $X_{BH}$ ) mediante reacciones de adsorción y absorción, pasando a formar parte de los sólidos en suspensión volátiles del sistema, a excepción de una fracción de material carbónico que en los procesos de anabolismo bacteriano es transformado en CO<sub>2</sub>, liberándose a la atmósfera. Los microorganismos heterótrofos, cuando mueren, generan compuestos particulados no biodegradables, denominados residuos endógenos, que igualmente forman parte de la masa volátil presente en el reactor (X<sub>EH</sub>). La fracción orgánica no biodegradable particulada en suspensión quedará adsorbida por la materia volátil, formando también parte de ella (X<sub>I</sub>). De este modo la fracción orgánica del afluente que pasará a formar parte de la masa volátil se puede describir mediante una simple expresión:

$$VSS = X_{BH} + X_{EH} + X_I \tag{2}$$

Es preciso tener en cuenta que en aquellos casos en los que se trabaje con tiempos de retención elevados la masa de VSS aumentará. Sin embargo, su fracción activa se mantendrá constante, como se muestra en la figura 10, siendo la fracción inerte, tanto por acumulación del inerte que aporta el afluente como por el exceso de respiración endógena, la que supone un mayor peso. Este hecho juega un papel muy importante, puesto que los procesos de eliminación de nutrientes requieren tiempos de retención elevados, por el mero hecho de que su cinética es muy lenta, resultando interesante conocer los tiempos de retención de trabajo para ajustar la aireación al punto óptimo que garantice la consecución de una respiración endógena que, sin ser excesiva, estabilice el fango. Es por ello que la gestión de la materia orgánica afluente para mantener un nivel de respiración endógena será uno de los factores que la presente tesis tendrá en cuenta para optimizar el proceso.



Figura 10. Evolución de los volátiles en el sistema en función del tiempo de retención celular (edad del fango).

Una vez que el fango del reactor pasa al decantador secundario se obtendrán dos subproductos. Por un lado agua clarificada, en la que aparecerá la fracción soluble inerte de materia orgánica del afluente, y por otro se obtendrá el fango secundario. Este último podrá ser parcialmente recirculado al reactor biológico para mantener estable la población bacteriana, desechándose el sobrante, que deberá ser tratado para su posterior eliminación del proceso. Caso de disponerse de un sistema de

pretratamiento primario, el biolodo pasaría a ser estabilizado en el digestor anaerobio, donde la fracción de OHO aportará materia carbónica en su parte degradable e incrementará en cierta medida la fracción inerte que ya contienen los sólidos volátiles, que formarán parte de los fangos estabilizados obtenidos al final del proceso de depuración.

El análisis de la evolución de la materia orgánica en el proceso de cultivo en suspensión resulta clave para optimizar el proceso depurativo, ya que es indispensable que la tecnología de depuración se adapte a la gestión de la materia orgánica para fomentar los procesos de absorción/adsorción. Un conocimiento detallado de todo el proceso facilitaría la definición de un control preciso y eficiente de la respiración endógena, evitando así la generación de los desequilibrios que se registran en la fase de separación del clarificado del fango en exceso y que son habituales en los procesos en los que se prima la tecnología frente a la biología.

## 2.3 Generalidades de los procesos de eliminación de nitrógeno.

Del mismo modo que en el caso anterior, se mostrará la forma en que el nitrógeno aparece en el agua residual, para, a continuación, mostrar la evolución del mismo en un sistema de cultivo en suspensión, teniendo en cuenta que para este caso hay que diferenciar la necesidad de dos procesos concatenados de nitrificación/desnitrificación.

#### 2.3.1 Fraccionamiento del nitrógeno.

El nitrógeno se puede presentar en el agua residual afluente en tres formas distintas, tal y como puede apreciarse en la figura 11:

- 1. Nitrógeno amoniacal, procedente, por norma general, de la urea humana y siempre soluble, por lo que su tiempo de estancia en el proceso será el tiempo de residencia hidráulico.
- 2. Nitratos, resultado de la escorrentía. Siempre serán valores muy bajos, llegando a despreciarse para caracterizar aguas urbanas sin aporte industrial.
- 3. Nitrógeno orgánico, pudiéndose diferenciar entre biodegradable y no biodegradable. Al igual que con la materia orgánica, se puede clasificar en base al tamaño de partícula, diferenciándose para el nitrógeno orgánico entre componente soluble y particulado. En este caso, es importante determinar el nitrógeno orgánico soluble no biodegradable, puesto que será la fracción nitrogenada del agua afluente que siempre aparecerá en el efluente. Simplemente basta con tomar una muestra del agua de salida, determinar mediante métodos estándar el nitrógeno amoniacal y el Nitrógeno Total Kjeldhal (suma del nitrógeno orgánico y del amoniacal), de manera que por diferencia de ambos se obtiene dicha fracción. El resultado impondrá un umbral al rendimiento, haciéndolo más restrictivo. Por norma, se asume que será entre un 1 y un 3 % del nitrógeno total de la entrada.

En función de la longitud de la red de saneamiento que conduce las aguas residuales desde el núcleo poblacional a la estación depuradora, la fracción de nitrógeno orgánico y de nitrógeno amoniacal pueden ser variables, si bien se asume que para un agua residual urbana, el 70 % será nitrógeno amoniacal, mientras que el 30 % será nitrógeno orgánico.



Figura 11. Fraccionamiento del nitrógeno en el afluente.

### 2.3.2 Mecanismo de eliminación de nitrógeno de forma biológica.

Se distinguen dos vías de eliminación del nitrógeno en las aguas residuales. Por un lado estaría la asimilación del mismo en el crecimiento neto de los microorganismos que intervienen en el sistema biológico, por ser un nutriente esencial, pudiendo llegar a alcanzar rendimientos de hasta el 10 % de reducción del contenido en nitrógeno. Por otro lado estaría el proceso de oxidación del amonio y reducción del posterior nitrato generado. Dicho proceso es llevado a cabo por dos tipos de microorganismos diferentes, que, sin embargo, suponen la ruta metabólica óptima para reducir el contenido en nitrógeno del agua residual.

El proceso clásico de transformación de los compuestos de nitrógeno durante el tratamiento biológico engloba tres procesos claramente diferenciados.

- Amonificación: el primer paso de este proceso es la hidrólisis de los compuestos orgánicos por microorganismos heterótrofos aerobios y anaerobios, con liberación de aminoácidos y bases nitrogenadas orgánicas respectivamente. Estos compuestos más sencillos son luego convertidos en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. En este proceso el nitrógeno no cambia su estado de oxidación. Posteriormente los aminoácidos son convertidos en aminas debido a la acción de bacterias anaerobias. En presencia de oxígeno, las aminas son oxidadas por otras bacterias con liberación de amoniaco.
- 2. Nitrificación: transformación del  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$ , con un paso intermedio de  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$  seguido del de éste a  $NO_3^-$ .

3. Desnitrificación: reducción química del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a nitrógeno gas, que escapa del medio acuoso.

En resumen, se puede concluir que el nitrógeno orgánico es transformado en nitrógeno amoniacal. Este producto de la amonificación, junto con el propio NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aportado en afluente como tal, es asimilado en cierta proporción en el material celular. La fracción restante es oxidada a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, abandonando el sistema por el efluente aquel nitrógeno amoniacal que no ha participado de los procesos anteriores. A continuación, el nitrato generado es reducido a nitrógeno gaseoso, de forma que estos nitratos harán las veces de aceptores de electrones, los cuales serán proporcionados por la materia orgánica que se requiere para llevar a cabo

Como puede deducirse de la descripción anterior, una actuación sobre los procesos anteriores podría ayudar a mejorar la reducción de la presencia de nitrógeno en el agua efluente. A día de hoy son varios los nuevos procesos que se están desarrollando para reducir el contenido en nitrógeno, como puede ser el proceso ANNAMOX o el SBNR Todos ellos están basados en reducir la ruta metabólica clásica antes comentada, tal como muestra la figura 12. Estos nuevos desarrollos están en vías de aplicación a escala real, encontrando, sin embargo, escasa aplicación en la resolución de los problemas de reducción del contenido en nutrientes en pequeñas/medianas EDARs.



Figura 12: Posibles rutas metabólicas de eliminación de nitrógeno en una EDAR.

### 2.3.3 Nitrificación.

Como ya se ha indicado anteriormente es el proceso por el cual el nitrógeno amoniacal es transformado en nitrato en presencia de oxígeno y alcalinidad.

Son dos los grupos bacterianos quimiolitótrofos aerobios estrictos los que van a dominar este proceso, ya que se realiza en dos pasos [de hecho, no existen organismos que oxiden directamente de  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$  (Seviour & Nielsen, 2.010)]:

- BOA (Bacterias oxidadoras de amonio): proteobacterias. La mayoría son del grupo Betaproteobacterias: Nitrosomas, Nitrospira, Nitrosococcus, Nitrosovibrio y Nitrosolobus. Las más usuales son las Nitrosomonas y las Nitrospira.
- (ii) BON (Bacterias oxidadoras de nitratos): Nitrobacter, Nitrospira, Nitrococcus y Nitrospina, de las cuales las Nitrobacter y las Nitrospira son abundantes en los fangos activos, mientras que las Nitrococcus y las Nitrospina, al ser halófilas, no se encuentran generalmente en ellos (Seviour & Nielsen, 2.010).

El proceso de nitrificación completo se detalla en la tabla 6.

Paso 1: Nitritación	$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+$	ВОА
Paso 2 Nitratación	$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$	BON
Reacción final	$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$	

Todas las Nitrospira conocidas en EDARs forman agregados celulares esféricos o irregulares, constituidos por varios cientos de miles de células. El diámetro de estos agregados es de 10-100 µm, aunque se han encontrado ocasionalmente agregados más grandes. En contraste con las Nitrospira, las bacterias pertenecientes al género Nitrobacter parecen jugar un papel menor en las EDARs.

En los flóculos de los fangos activos (entendido como agregados de bacterias y sustratos a eliminar, constituyendo a nivel microscópico y macroscópico el elemento fundamental de los sistemas de descontaminación basados en los cultivos en suspensión) las BON a menudo se encuentran relacionadas espacialmente con las BOA, lo que refleja la relación simbiótica mutualista de estos dos grupos funcionales.

Mientras la biomasa de bacterias heterótrofas es la clave para definir los ratios cinéticos del proceso de fangos activos para reducir la materia orgánica (Lee et al., 2.005), cuando trabajamos con sistemas de eliminación de nutrientes, la población de bacterias nitrificantes, de crecimiento lento y muy sensibles a cambios ambientales, juegan un papel fundamental en el proceso, marcando las pautas de trabajo al ser mucho más selectivas en sus ambientes de desarrollo.

Las bacterias nitrificantes (que son autótrofas) se caracterizan por una baja tasa de crecimiento debido a la poca energía obtenida con las oxidaciones de los iones amonio y nitrito. En base a su cinética, las bacterias heterótrofas poseen un ratio de crecimiento específico máximo de 6 g VSS<sub>prod</sub> g VSS<sub>total</sub><sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, mientras que las autótrofas lo tienen de 0,80 g VSS<sub>prod</sub> g VSS<sub>total</sub><sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, ambos valores para 20 °C (Henze et al., 1.999). Surge de este hecho la necesidad de incrementar los tiempos de retención celular para permitir una nitrificación estable.

Ahora bien, diferenciando entre las cinéticas de los dos grupos de bacterias que intervienen en la transformación del amonio, y teniendo en cuenta que el ratio de crecimiento específico máximo de dichos grupos es muy similar, de 1,21 g VSS<sub>prod</sub> g, VSS<sub>total</sub><sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para las BOA a 25 °C y de 1,02 g VSS<sub>prod</sub> g VSS<sub>total</sub><sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para las BON a 25 °C (Jubany et al. 2.008), resulta preciso evaluar la velocidad específica máxima de utilización de sustrato, normalmente identificada como q<sub>max</sub>, calculada como la relación entre el ratio de crecimiento específico máximo y el coeficiente de crecimiento (Y). De esta forma, teniendo en cuenta que Y<sub>BOA</sub> es de 0,18 g biomasa medida en COD g N<sup>-1</sup> y que Y<sub>BON</sub> es de 0,08 g biomasa medida en COD g N<sup>-1</sup>, la velocidad de utilización máxima de sustrato para las BOA es mucho menor, del orden de la mitad, de manera que serán las BOA las que dominen dicho proceso, al ser las bacterias limitantes. Esto explica que normalmente el nitrito no se acumule en grandes cantidades durante el proceso de nitrificación.

Por otro lado, hay que considerar que, asumiendo que la cinética de las bacterias nitrificantes es lenta en comparación con la de las bacterias heterótrofas, es imprescindible tener en cuenta que la recuperación de las poblaciones de nitrificantes es lenta después de un proceso de ruptura de la nitrificación. Estas rupturas son producidas ocasionalmente, por ejemplo, por cambios en la temperatura, modificaciones del pH o variaciones en la concentración de oxígeno o composición del agua residual del afluente. De esta forma queda patente que la monitorización de este tipo de procesos es imprescindible para la consecución de un régimen estacionario en el proceso de reducción del nitrógeno de las aguas residuales.

Finalmente, hay que señalar que los puntos más destacados del proceso se pueden resumir en:

- a. Consumo de Oxigeno: 4,57 g  $O_2$  (g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)<sup>-1</sup> oxidado (Gali et al., 2.007).
- b. Consumo de Alcalinidad: 7,14 mg CaCO<sub>3</sub> (mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)<sup>-1</sup> oxidado (Gali et al., 2.007).
- c. Proceso realizado por organismos quimioautótrofos y aerobios estrictos.
- d. La nitritación es el proceso limitante.
- e. Baja producción de materia celular.

## 2.3.4 Desnitrificación.

Como ya se indicó anteriormente, éste es el proceso por el cual los iones NO<sub>3</sub><sup>-</sup> son transformados en nitrógeno gas. Se lleva a cabo por medio de un grupo de bacterias heterótrofas aerobias facultativas extremadamente heterogéneas.

Se ha determinado actividad desnitrificante activa en bacterias de los géneros Alcaligenes, Bacillus, Hypomicrobium, Methylobacterium y Paracoccus, Pesudomonas entre otros (Seviour & Nielsen, 2.010). Las bacterias filamentosas, usuales en fangos activos, pueden utilizar también el  $NO_3^-$  como aceptor de electrones sustituyendo al oxígeno (en ambiente anóxico son capaces de utilizar el oxígeno de los  $NO_3^-$  para transformarlo en nitrógeno gas que se escapa a la atmósfera). El proceso se lleva a cabo en dos pasos, los cuales se detallan en la tabla 7.

### Tabla 7. Reacciones del proceso de desnitrifricación.

Paso 1: Formación NO <sub>2</sub>	$6NO_3^- + 2CH_3OH \rightarrow 6NO_2^- + 2CO_2 + 4H_2O$
Paso 2: Formación N <sub>2</sub>	$6NO_2^- + 3CH_3OH \rightarrow 3N_2 + 3CO_2 + 3H_2O + 6OH^-$
Reacción final	$6NO_3^- + 3CH_3OH \rightarrow 3N_2 + 3CO_2 + 3H_2O + 6OH^-$

El resultado final es una liberación de gas en forma de nitrógeno, recuperando parte de la alcalinidad y oxígeno consumido en la nitrificación.

Los puntos más destacados del proceso se pueden resumir en:

- a. Aporte de oxígeno: 2,86 g  $O_2$  (g N-N $O_3^{-}$ )<sup>-1</sup> reducido (Gali et al. 2.007).
- b. Aporte de Alcalinidad:  $3,57 \text{ g CaCO}_3 (\text{g N-NO}_3)^{-1}$  reducido. (Gali et al. 2.007).

- c. Consumo de Materia Orgánica: 4,6 g DBO<sub>5</sub> (g N-NO<sub>3</sub><sup>-)-1</sup> reducido (Gali et al. 2.007).
- d. Proceso realizado por organismos heterótrofos y facultativos.
- e. Menor producción de material celular.

## 2.4 Generalidades de los procesos de eliminación de fósforo.

El estudio del procesamiento y la eliminación del fósforo despierta actualmente un gran interés, puesto que se trata del nutriente cuyo límite de vertido es más restrictivo. A día de hoy, suele ser común su precipitación química con el objeto de eliminarlo del agua efluente, sin adecuar el proceso de tratamiento del agua residual para conseguir una mejora de los índices de eliminación de esta substancia. Es por ello que en el presente trabajo se abordará también la modificación del proceso de control para conseguir alcanzar una eliminación eficiente de esta substancia junto con la de la materia orgánica y la del nitrógeno. Para ello, será necesario conocer también la dinámica del proceso de eliminación del fósforo en el tratamiento de las aguas residuales, tal y como se ha hecho para el caso del nitrógeno. Con este objetivo en el presente capítulo se estudiará su fraccionamiento y su mecanismo biológico de reducción.

## 2.4.1 Fraccionamiento del fósforo en el agua residual afluente

Hay que tener presente que el fósforo en el agua residual puede ser medido de dos formas distintas, bien como Fósforo Total (PT), bien como ortofosfato  $PO_4^{3-}$  siendo la principal diferencia entre ambos que el PT incluye el fósforo contenido en los restos orgánicos.

La primera división, por tanto, consistirá en considerar por un lado los ortofosfatos, los cuales son totalmente solubles y representando entre el 60 y el 70 % del fósforo total y el fósforo orgánico, tal y como puede apreciarse en la figura 13. Estos ortofosfatos, por su carácter soluble, son de rápida adsorción por el material celular, favoreciendo en gran medida la posibilidad de desarrollar procesos de eliminación biológica de fósforo.

Ahora bien, el fósforo orgánico debe ser transformado en ortofosfatos para su posterior asimilación. El modelo de conversión del fósforo orgánico en fósforo total está relacionado con la biodegradación de la materia orgánica, es decir, cuando la DQO biodegradable es utilizada en la síntesis de nuevo material celular, el fósforo orgánico biodegradable es transformado en ortofosfatos y liberado al medio.

La fracción no biodegradable del fósforo orgánico, al igual que ocurría con la fracción no biodegradable de la materia orgánica, se subdivide en material soluble y material particulado. De esta manera, el fósforo orgánico no biodegradable soluble pasa a través del sistema biológico sin ser modificado, apareciendo en la salida. Por contra, la fracción particulada queda adsorbida en el material biológico, sedimentando con el fango en los procesos de decantación.

La fracción biodegradable se subdivide igualmente en soluble y particulada, estando ambas asociadas a la fracción tanto soluble como particulada de la materia orgánica biodegradable, de manera que en los procesos de metabolismos y síntesis bacteriana, se produce la transformación de fósforo orgánico en ortofosfatos, siendo liberados al medio y quedando disponibles para ser empleados en los procesos biológicos. Para el caso del fósforo orgánico biodegradable, al igual que se asume que la materia orgánica biodegradable es completamente utilizada en procesos biológicos con edades del fango superiores a tres días, se asegura que, igualmente, todo este contenido ha pasado a ortofosfatos.



Figura 13. Fraccionamiento del fósforo en el afluente.

La importancia de conocer las fracciones del fósforo a día de hoy reside en la necesidad de cumplir con la normativa de eliminación de esta substancia, que es fuertemente restrictiva, puesto que para el caso más favorable es preciso llegar a un límite de 2 mg L<sup>-1</sup>, siendo el caso más restrictivo de 1 mg L<sup>-1</sup>. De esta manera, asumiendo que el fósforo que siempre aparecerá en la salida de la estación es el soluble no biodegradable, que suele ser inferior a 0,5 mg L<sup>-1</sup> (aunque para aguas urbanas suele tener un valor entorno a los 0,3 mg L<sup>-1</sup>), en aquellos casos en los que por el efluente se escapen 10 mg L<sup>-1</sup> de MLSS, para los cuales se cumple la relación de 10 % P MLVSS<sup>-1</sup>, basta con que el proceso tenga un 70 % de MLVSS para que a la salida siempre tengamos 1 mg L<sup>-1</sup> de fósforo, siendo prácticamente imposible no incumplir los objetivos.

En base a la afirmación anterior queda patente que la fracción de fósforo que mayor importancia tiene es la correspondiente al fósforo soluble no biodegradable,

el cual se puede determinar midiendo sobre una muestra del efluente los ortofosfatos y sobre una muestra del mismo efluente, pero previamente filtrada al menos a través de un filtro de fibra de vidrio de 0,45 µm, el fósforo total, siendo el valor buscado la diferencia entre ambas mediciones. De esta forma, se podrá conocer hasta qué punto es preciso llegar en la eliminación biológica de fósforo, es decir, hasta qué porcentaje del fósforo de entrada tendremos que asegurar que tendremos capacidad para asimilar.

### 2.4.2 Mecanismos de eliminación biológica de fósforo.

El proceso de eliminación biológica del fósforo lo llevan a cabo los microorganismos heterótrofos denominados PAO (Polyphosphate Accumulating Organisms), los cuales cuentan con capacidad para almacenar compuestos de fósforo en su interior por encima de sus necesidades estequiométricas. Ahora bien, para llevar a cabo este proceso, requieren una alternancia entre procesos de anaerobiosis y procesos aerobios. Su dinámica se detalla a continuación.

## 2.4.2.1 Proceso anaerobio: Asimilación de Ácidos Grasos Volátiles y liberación de fósforo al medio.

En condiciones anaerobias, esto es, ausencia de nitratos y de oxígeno, las bacterias heterótrofas ordinarias no compiten por los ácidos grasos de cadena corta, o ácidos grasos volátiles (AGV), que representan la materia orgánica rápidamente biodegradable fermentada, puesto que no está presente un aceptor externo de electrones como podría ser el oxígeno o el nitrato. Es por ello que las bacterias PAO tienen disponibles los AGV sin riesgo de competencia, siendo esta materia orgánica empleada y transformada en poly-β-hydroxyalkanoatos (PHA), es decir, polímeros complejos que conforman productos de almacenamiento interno celular (Wentzel et. al., 2.008).

Ahora bien, el modelo de formación de PHA ha despertado controversia en su definición (Oehmen et. al. 2.007), siendo a día de hoy el modelo más aceptado el propuesto por (Smolders et. al., 1.994), representado esquemáticamente en la figura 14, y en el cual se requiere energía para:

- a. Activar el transporte de los AGV a través de la membrana celular. Esta energía puede ser suministrada bien por empleo de glucógeno (polisacárido de reserva energética del interior celular) bien por la degradación de polifosfatos almacenados en el interior celular.
- b. Transformar los AGV en compuestos transportadores basados en coenzima A (por ejemplo, acetyl-CoA). Esta energía puede igualmente obtenerse de las fuentes antes comentadas.

c. Proporcionar poder de reducción para la formación final de PHA, el cual lo proporciona únicamente el glucógeno.

La degradación de los polifosfatos acumulados en el interior de las bacterias PAO genera una energía que se acumula mediante la formación de ATP (adenosin trifosfato). Igualmente, se fomenta la formación de ATP por degradación del glucógeno. Se dispone, por tanto, de dos fuentes para la formación de esta molécula. Posteriormente el ATP es usado fundamentalmente para mediar en la absorción y la energización del ácido acético y del ácido propiónico que proporciona el afluente (AGV ambos), transformándolos en compuestos de co-enzima A tales como acetyl-CoA o propionyl-CoA. Como consecuencia de la generación de energía a partir de los polifosfatos de almacenamiento celular, se libera fósforo al medio en forma de ortofosfato, liberado junto con los cationes de magnesio y potasio. Finalmente, la acetyl-CoA o la propionyl-CoA son almacenados en forma de PHA en base al poder reductor del glucógeno, el cual, a la par que se degrada, genera igualmente AGV asociados a la coenzima A.

En este caso se asume que los polifostatos almacenados en el interior celular son reducidos, descendiendo el potencial redox en el agua, lo que se traduce en un aumento de la pendiente de caída del potencial redox. Esta caída se asocia a la entrada en régimen anaerobio marcando el inicio del proceso de liberación de este nutriente al medio.



Figura 14. Modelo bioquímico esquemático de las reacciones de las bacterias PAO en condiciones anaerobias.

En cuanto al pH, hay que señalar que juega un papel importante, explicado por el fenómeno de transporte de los AGV al interior de la célula. Los AGV se transportan a través de la membrana celular, lo que produce un descenso de un protón en el gradiente del pH por cada ácido graso transportado. Ahora bien, la degradación de los polifosfatos conlleva el transporte a través de la membrana celular de otro protón, el cual será consumido en el transporte activo de los AGV. Por otro lado, durante la liberación de ortofosfatos se generan también cargas positivas procedentes normalmente del potasio y del magnesio en las formas de K<sup>+</sup> y Mg<sup>2+</sup> en una proporción P:K:Mg de 1:0,33:0,33. De esta manera, durante la fase anaerobia se observará un ligero descenso del pH, que siendo de pequeña magnitud no afectará al proceso, tal y como se muestra en la figura 15.

Por tanto, la realización del proceso anaerobio implica la generación de una reserva de materia orgánica en forma de polímeros complejos PHA, siendo esta generación de reserva el principal factor limitante del proceso de eliminación biológica de fósforo (Dirck et. al., 2.001), ya que si no se consigue un almacenamiento estable, no será posible llevar a cabo el subsecuente proceso aerobio.



Figura 15. Evolución del pH (azul) y del potencial redox (verde) durante la fase anaerobia de la eliminación biológica del fósforo, comúnmente denominada fosfatación.

## 2.4.2.2 Proceso aerobio: Crecimiento de bacterias y absorción de fósforo del medio.

El fósforo como nutriente es un factor limitante del crecimiento de muchos de los microorganismos presentes en los cultivos bacterianos encargados de la depuración, los cuales lo incorporan en su tejido celular en forma de compuestos orgánicos fosfatados. Por norma, la cantidad de fósforo asimilada por la biota en los sistemas depurativos es del orden de 0,02 mg P (mg MLVSS)<sup>-1</sup> [0,015 mg P (mg MLSS)<sup>-1</sup>], lo que puede llegar a suponer una reducción del contenido en fósforo del orden del 15–25 % del afluente. Sin embargo, las bacterias PAO, bajo condiciones aerobias, pueden alcanzar ratios de 0,38 mg P VSS<sup>-1</sup> [0,17 mg P (mg TSS)<sup>-1</sup>], almacenándolo en forma de gránulos de polifosfatos.

La coexistencia de las bacterias PAO y el resto de microorganismos, es decir, autótrofos y heterótrofos ordinarios, es lo que permitirá el desarrollo de un sistema de eliminación biológica de nutrientes, incluyendo nitrógeno y fósforo. Dichos grupos bacterianos llevan a cabo el proceso de absorción de fósforo principalmente en condiciones aerobias, aunque existen evidencias suficientes de que en regímenes anóxicos ciertos grupos de bacterias PAO poseen capacidad de asimilar fósforo, siempre con un menor rendimiento que en condiciones aerobias. (Kerrn-Jespersen and Henze, 1.993).

De esta manera, el factor que limita el rendimiento de reducción del contenido de fósforo queda focalizado en alcanzar un porcentaje de bacterias PAO adecuado para evitar fenómenos de competencia por el sustrato o por el aceptor de electrones, siendo importante que en el diseño de procesos que eliminan fósforo por vía biológica se potencie a las bacterias PAO, para que éstas supongan un 15 % de los VSS (11 % de los TSS), generándose una capacidad para reducir del orden de 10-12 mg P por cada 50 mg de COD (L afluente.)<sup>-1</sup>.

Por tanto, para lograr bajas concentraciones de fósforo en un efluente por vía biológica, es necesario que las bacterias PAO acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Este proceso lo llevan a cabo en su fase aerobia, sin olvidar que previamente han conseguido almacenar PHA en su fase anaerobia.

Durante la fase aerobia (anóxica), esto es, en presencia de oxígeno (nitrato) como aceptor de electrones, las bacterias PAO utilizan el PHA acumulado como fuente de carbono y de energía, en forma de ATP, y en la producción de nuevo material celular, así como para suministrar el glucógeno reducido en la fase anaerobia. La energía obtenida, tal como muestra la figura 16, es empleada en absorber y transformar el fósforo disuelto en la masa líquida en polifosfatos, en apoyar la

incorporación de PHA al nuevo material celular y en favorecer la regeneración de glúcogeno.

El sobrealmacenamiento de fósforo en forma de polifosfatos supone la disminución del contenido de dicho nutriente en el efluente, puesto que, a la par que se está almacenando fósforo en un proceso catabólico, se está generando una nueva reserva de fósforo por anabolismo.

Acompañando a este fenómeno, se produce también una asimilación de magnesio, Mg<sup>2+</sup>, y potasio, K<sup>+</sup>, contrarrestando la carga negativa de los polifosfatos, siendo el ratio molar aproximado en esta reacción P:Mg<sup>2+</sup>:K<sup>+</sup> de 1:0,33:0,33, coincidiendo con el ratio molar presentado en la fase anaerobia.

Por tanto, queda patente que el fósforo queda retenido en el material celular, siendo imprescindible actuar sobre la purga del sistema depurativo durante esta fase para extraerlo definitivamente, es decir, que el control de la edad del fango en este proceso juega un papel fundamental, recomendándose que la masa de bacterias PAO purgadas sea igual a la masa de nuevas bacterias PAO generadas en el proceso aerobio.



Figura 16. Modelo bioquímico esquemático de las reacciones de las bacterias PAO en condiciones aerobias.

Finalmente, igual que se ha comentado que el factor limitante de la fase anaerobia es la generación de un almacén de PHA, este proceso queda controlado por el nivel de aireación alcanzado. Por ello resulta imprescindible evitar la sobreaireación, puesto que este fenómeno agota completamente las reservas de PHA, dificultando la correcta evolución de la eliminación biológica del fósforo.

Por tanto, las ventajas de adaptar el proceso de fangos activos de aireación prolongada mediante ciclos alternados aerobios/anóxicos/anaerobios para obtener una remoción de fósforo son:

- Eficiencia de remoción de fósforo entre 60-80 %.
- No requiere adición de reactivos químicos.
- No supone la alteración de las infraestructuras existentes.
- No requiere construcciones adicionales.
- No aumenta la producción de lodos.

Por último hay que señalar que, teniendo en cuenta que la alcalinidad se define como la capacidad para neutralizar ácidos y sabiendo que los ortofosfatos corresponden a un ácido débil, el hecho de asimilarlos y transformarlos en forma de PHA reduce la alcalinidad del agua, o lo que es lo mismo, se incrementa el pH, como muestra claramente la figura 17.



Figura 17. Evolución del perfil de ORP (rojo) y pH (verde) en una EDAR real controlada mediante un sistema de alternancia de ciclos de aireación/no aireación.

## 3 CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA BIOLÓGICO DE ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

## 3.1 Colección de datos.

En este capítulo se va describir el proceso de caracterización del sistema biológico de eliminación de nutrientes. Para ello se analizará, en primer lugar, la planta real de la que se extrajeron los datos a partir de los cuales se realizó ese proceso. Se hará especial hincapié en su configuración, común con un amplio número de EDARs construidas en las dos últimas décadas en el sur de España, así como en la caracterización del afluente, puramente urbano. A partir de esa información se detallarán los diferentes parámetros medidos, indicándose, en aquellos casos en los que sea necesario, la forma en que han sido calculados.

#### 3.1.1 EDAR analizada.

Los datos analizados han sido obtenidos de la Estación Depuradora de la población de La Albuera, una localidad de unos 1.900 habitantes situada a 24 km

al sureste de la ciudad de Badajoz. Dicha EDAR fue diseñada para 4.000 h. e., con un caudal diario medio de 1.000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> y una contaminación punta correspondiente a una DBO de 360 mg L<sup>-1</sup>, siendo el coeficiente punta de diseño de 1,5.

La principal razón de que los estudios se centren en esta EDAR radica en que comparte el mismo sistema de tratamiento de afluentes que el 70 % de las EDARs de la provincia de Badajoz, pudiendo extrapolarse dicha cifra al conjunto de instalaciones del suroeste español. Este elevado porcentaje hace que este tipo de plantas despierten ampliamente el interés por su estudio, a lo que hay que unir el hecho de que tras una investigación realizada en la Universidad de Extremadura por el grupo de investigación en el que se ha desarrollado el presente trabajo, y llevado a cabo en el marco del programa III PRI+D+i convocado por la Junta de Extremadura durante los años 2.006-2.007, se llegó a la conclusión de que el 90 % de 30 plantas distribuidas por toda la provincia de Badajoz presentaron problemas de explotación derivados de una gestión ineficiente de los procesos biológicos. Igualmente, y tal como muestra el mapa depurativo extremeño ya expuesto, se ha observado que las instalaciones sufren problemas de sobredimensionamiento del reactor biológico, de forma que los tradicionales SGT han imposibilitado alcanzar la estabilidad de los microorganismos, siendo esta una de las principales causas de los graves problemas de explotación observados.

Esta depuradora cuenta con un reactor biológico de 1.202 m<sup>3</sup> basado en un proceso de aireación prolongada con la configuración de dique de oxidación, tal como muestra la figura 18. Dicho proceso fomenta la estabilización por respiración endógena del fango, entendiendo estabilización como reducción del contenido de microorganismos por debajo del 60 %, siendo el resto del fango material inerte. Este hecho supone altos consumos energéticos y altos volúmenes de reacción, que en caso de no ser gestionados correctamente conducen a desequilibrios biológicos.



Figura 18. Esquema de la EDAR La Albuera, basada en un reactor cuya configuración es la correspondiente a un dique de oxidación.

Esta configuración permite obtener una serie de ventajas frente a los tratamientos convencionales de aireación prolongada con aireación superficial que se han venido diseñando para pequeñas y medianas poblaciones hasta finales de los años 80 en España, las cuales se pueden resumir en cuatro puntos:

- a. Operan con velocidades de flujo superiores a 0,2 m s<sup>-1</sup>, proporcionadas por aceleradores de corriente (no homogeneizadores) y en algunos casos ayudados por los sistemas de agitación-aireación en el caso de operar con rotores.
- Régimen de mezcla con agitación constante de la biomasa, que provoca una gran dilución del agua residual de entrada, aproximándose el sistema a mezcla completa.
- c. Parámetros de dimensionamiento de fangos activos convencionales, adecuados para la eliminación de nitrógeno y fósforo.
- d. Presencia de zonas anóxicas/anaerobias que favorecen la eliminación biológica de N y P.

En la tabla 8 se recogen los datos de operación típicos para este tipo de instalaciones, siendo comparados con los datos de diseño definidos en la bibliografía.

Tabla 8: Parámetros de diseño definidos en (Metlaf & Eddy 2.004) para un dique de oxidación y parámetros de operación para la EDAR La Albuera.

PARÁMETROS DE DISEÑO					
TRS d	MLSS mg L <sup>-1</sup>	TRH h	RAS % AFLU	<b>F/M</b> kg DBO₅ kg MLVSS⁻¹ d⁻¹	
15-30	3.000-4.500	18-36	75-150	0,05-0,10	
PARÁMETROS DE OPERACIÓN EDAR LA ALBUERA					
TRS d	MLSS mg L <sup>⁻1</sup>	TRH h	RAS % AFLU	<b>F/M</b> kg DBO₅ kg MLVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	
20-30	2.000-3.000	36-48	75-100	0,01-0,05	

NOTA: SRT (Tiempo de retención celular, del inglés Sludge Retention Time); MLSS (Sólidos en suspensión en el licor mezcla, del inglés Mixed Liquor Suspended Solids); HRT (Tiempo de retención hidráulico, del inglés High Retention Time); RAS (Ratio de recirculación, del inglés, Returned Activated Sludge); F/M (Carga másica, del inglés Food to Microorganism).

De esta tabla se puede concluir que el tiempo de retención celular está en el rango de diseño, siendo elevado ya que se requiere una edad del fango alta para conseguir procesos de nitrificación estables en el reactor. Sin embargo, es preciso resaltar que los sólidos en el reactor se mantuvieron bajos con respecto a los valores de diseño estándar. La razón para ello la se encuentra en el tiempo de retención hidráulico, ya que a pesar de que la EDAR La Albuera fue diseñada para un TRH de 20 horas, el caudal real a tratar hacía que dicha planta trabajara constantemente como si estuviera sobredimensionada (como se aprecia en la carga másica), de manera que por razones de eficiencia energética se optó por trabajar con un menor número de sólidos, con el objeto de evitar problemas de sobreaireación. De este hecho se concluye que tanto la recirculación como la carga másica deben ser bajas.

La depuradora fue monitorizada en tiempo real gracias a una red de sensores de la casa Hach Lange, con seis estaciones "plug and play" repartidas por las instalaciones, encontrándose el PLC de mando en el laboratorio. Estos sensores proporcionaban los valores de ORP, OD, pH, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, caracterizando completamente la evolución tanto de la materia orgánica, medida mediante un sensor UVAS 254 nm, como los nutrientes y los sólidos totales del sistema.

De dichos sensores, los parámetros de ORP y OD han sido empleados para controlar el proceso. Se decidió localizarlos en el reactor biológico, por ser el lugar donde se desarrollan las actividades metabólicas principales de reducción de la contaminación del agua afluente. Partiendo del hecho de que el sistema de dique de oxidación permite conseguir zonas de anoxia/anaerobiosis y zonas aerobias, se optó por localizar el sensor de potencial redox en la zona más aerobia posible, mientras que el sensor de oxígeno se colocó en la zona más anóxica posible. La razón de esta decisión se encuentra en que resulta interesante que sea el sensor de potencial redox el sensor de oxígeno, situado en el sistema esté aireando, lo que es controlado por el sensor de oxígeno, situado en el punto de mínima oxidación. Del mismo modo conviene que el sensor de ORP detecte el punto de mínima reducción mientras el sistema no esté aireando, un hecho que controla el propio sensor ORP. Esta colocación permite optimizar tanto la aireación del sistema como el proceso de reducción de la contaminación.

Con respecto al resto de sensores, se sitúan en la entrada al reactor biológico, tras el paso del afluente por los sistemas de pretratamiento, asegurando que se han eliminado los coloides de mayor tamaño que puedan afectar a las medidas así como al mantenimiento y operación de dichos sensores. Los sensores de este grupo son los encargados de monitorizar y caracterizar el agua que llega a la instalación.

### 3.1.2 Caracterización del agua afluente.

Para entender la naturaleza de las aguas residuales vertidas en la EDAR objeto de estudio es necesario conocer datos de la población urbana, datos recogidos en la tabla 9.

Tabla 9. Características de la población de La Albuera, proporcionadas por la Diputación de Badajoz.

LA ALBUERA: Municipio situado al sureste de la ciudad de Badajoz, en la confluencia de dos ríos que forman la rivera de La Albuera.

HABITANTES	1.856		
SUPERFICIE MUNICIPAL (km <sup>2</sup> )	26		
DISTANCIA DEL MUNICIPIO A LA CAPITAL (km)	24		
EMPRESAS POR SECTOR	% DEL TOTAL		
AGRICULTURA	<ul> <li>15,9 (OLIVOS Y VIÑEDOS)</li> </ul>		
• INDUSTRIA	<ul> <li>21,7 (MANUFACTURERA)</li> </ul>		
CONSTRUCCIÓN	• 26,1		
SERVICIOS	• 36,2		

Se trata de una pequeña población con un entramado industrial pequeño, por ello, se puede decir que las aguas residuales serán principalmente de carácter doméstico. Este tipo de aguas tienen una composición muy heterogénea debido a la variedad de factores que le afectan y a la naturaleza de la población residente. La mayor fuente de contaminación que fluye por las alcantarillas domésticas tiene su origen en los excrementos humanos y animales y, en menor proporción, en las aguas resultantes del lavado de ropa, preparación de alimentos y ducha. Por otra parte, las aguas pluviales o de lavado de calles que drenan desde las zonas urbanas aportan una carga importante de contaminación por arrastre de materia sólida inorgánica en suspensión y materia orgánica soluble e insoluble.

El agua afluente fue muestreada durante un año con el objeto de caracterizar dicho afluente. Para ello se tomó semanalmente una muestra integrada de 24 horas durante un año, mostrándose en la figura 19 los resultados medios cada dos semanas. A la vista de los datos reflejados en la gráfica, se puede concluir que los valores medios coinciden con los valores estándar para aguas domésticas, observándose claramente que en los meses de verano la concentración de contaminantes se incrementa, lo cual coincide con una reducción en el caudal afluente, mientras que para el resto de meses se mantiene un perfil medio muy estable. Igualmente, se puede apreciar que se trata de un agua biodegradable, como muestra la relación DBO<sub>5</sub>/DQO que se mantiene en valores por encima de 0,5 en la totalidad del año.



Figura 19. Perfil anual de contaminación para la materia orgánica, los sólidos en suspensión y los nutrientes.

Una vez vista la variación anual del agua residual afluente, y teniendo en cuenta que la instalación ha sido monitorizada mediante sensorería a la entrada de la depuradora, se ha caracterizado el perfil diario típico de contaminación, tal como se muestra en la figura 20.



Figura 20. Caracterización del perfil medio diario.

Como puede apreciarse en esta figura, se han empleado tres parámetros claves para caracterizar el afluente, esto es, los SST (Sólidos en Suspensión Totales, del inglés, Total Suspended Solids), el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y el SAC 254 (Coeficiente de Absorción Espectral a 254 nm, del inglés Spectral Absorption Coefficient). El primer parámetro pone de manifiesto el material particulado que entra al sistema, de manera que como la instalación no cuenta con un decantador primario, dicho valor permite vislumbrar la demanda por material lentamente biodegradable que presentará el sistema. En cuanto al amonio, marcará la demanda de oxígeno para nitrificación, mientras que el SAC, relacionado con los compuestos orgánicos de cadena corta, sin contar azúcares, ácidos alifáticos simples, alcoholes y aminoácidos simples (glicina), marcará la demanda por material orgánico rápidamente biodegradable.

En base a las señales registradas se establecen tres perfiles de carga contaminante diaria. El de menor carga (LOW LOAD) abarca la totalidad de la noche y la madrugada, puesto que, asumiendo que se trata de un perfil puramente urbano, son las horas de menor actividad ciudadana. El perfil de carga alta (HIGH LOAD) se inicia con un fuerte incremento en la contaminación en las primeras horas de la mañana, hasta alcanzar su pico máximo en la franja de las 12:00 a las 15:00 horas, periodo de mayor actividad doméstica. Finalmente el perfil de carga media (MEDIUM LOAD) supone la estabilización de la carga, abarcando la tarde y llegando hasta la media noche, con una cierta remanencia de carga hasta pasadas las 22:00 horas de la noche, donde la actividad doméstica aún se mantiene.

Como conclusión, se puede afirmar que se trata de un perfil doméstico, con una variación anual muy marcada para los meses de verano. Presenta, además, un perfil diario con tres tramos de carga muy diferenciados. De esta forma, queda patente que controles clásicos, como son el control de consigna de oxígeno o control por tiempos ON/OFF, basados en fijar umbrales fijos que no son modificados, no permiten adaptar el proceso a las necesidades cambiantes que le impone el afluente a la EDAR, de manera que es el propio afluente a esta instalación el que plantea la necesidad de implantar un SGB que adapte el proceso a las variaciones de carga tanto anuales como diarias.

## 3.1.3 Sistema de control en planta.

El sistema de control instalado en la EDAR se basa en el registro y análisis de las características de las aguas que llegan, los datos de funcionamiento del proceso y los resultados obtenidos, de forma que sea posible tomar decisiones y corregir, en caso de que sea necesario, el funcionamiento de la instalación.

Son muchos los parámetros que pueden ser analizados y controlados en una EDAR, pero será el control de la aireación del tanque biológico el que tenga una

mayor importancia. La aireación está directamente relacionada con la potencia de los turbocompresores que insuflan el aire, y esta potencia supone el 75 % del consumo eléctrico de este tipo de instalaciones industriales.

Generalmente, las instalaciones depuradoras cuentan con un sistema SCADA (Sistema de Supervisión y Control) encargado de gestionar parámetros como caudal de entrada, de recirculación de fangos, de bombeo de excesos, de horas de funcionamiento de centrífuga, etc. Este tipo de sistemas permiten controlar la aireación basándose en dos técnicas clásicas de control del O<sub>2</sub>, como son el control ON/OFF y el control por consigna. Sin embargo, en la planta de La Albuera, se instaló un nuevo control inteligente basado en la alternancia de ciclos de aireación/no aireación, puesto que ha mostrado ser el que permite paliar en gran medida los problemas de sobredimensionamiento del reactor biológico.

Dicho controlador fue patentado por la Universidad de Extremadura (Universidad de Extremadura, 2.009) y desarrollado por investigadores del grupo AIIA (Aplicaciones Industriales de la Inteligencia Artificial) en el que se introduce el concepto de AOR (Actual Oxygen Requeriment, o Requerimiento Real de Oxígeno en su traducción al castellano) como parámetro de decisión del momento justo en que la planta requiere oxígeno, permitiendo un control no sólo eficaz, sino eficiente, que alterna ciclos de aireación/no aireación. El registro de las mediciones de las variables del sistema generó una base de datos de ciclos alternados que facilitó el estudio de nuevos parámetros para la monitorización y el control de las instalaciones de eliminación biológica de nutrientes con sistemas de alternancia de ciclos.

El controlador instalado funciona siguiendo dos posibles líneas de actuación (figura 21): una basada en el nivel de oxígeno y otra basada en el potencial redox. Para decidir qué línea gobierna el proceso calcula una medida respirométrica, en este caso el AOR, definida como la cantidad de oxígeno consumida por litro de reactor y por tiempo, que en definitiva es una medida del OUR (Oxygen Uptake Rate) instantáneo, calculado como la pendiente de caída de la concentración de oxígeno disuelto en el reactor con las soplantes paradas.

En el proceso de control se ajusta un umbral de AOR para el reactor biológico, asumiendo que dicho nivel marca la cantidad de materia carbónica que queda disponible para el proceso de desnitrificación posterior, de manera que si el valor medido se encuentra por encima de la referencia, esto es, el reactor está demandando oxígeno, entra en funcionamiento el control por O<sub>2</sub>, en caso contrario entra en funcionamiento el control por O<sub>2</sub>, en caso contrario entra en funcionamiento el control por redox, que permite desnitrificar y, con una configuración determinada, llegar a alcanzar la desfosfatación biológica. Así, el control actuará de la siguiente forma:
- En control por O<sub>2</sub>, si el valor de este es inferior al Nivel de Oxígeno Actual (configurable y puesto 0,1 ppm) arranca la soplante con menos tiempo de marcha.
- En control por redox, si el valor es inferior al Nivel de Redox Actual (configurable y puesto a -50 mV) arranca la soplante con menos tiempo de marcha.
- Cuando el nivel de O<sub>2</sub> es superior al Nivel de Oxígeno Paro (configurable, puesto a 2,2 ppm), de detiene la soplante y se realiza el cálculo del AOR.



Figura 21. Diagrama de bloques del controlador implementado en la EDAR de La Albuera. Variables medidas.

Se han analizado 2.500 ciclos de aireación/no aireación correspondientes a un año de explotación de la EDAR de La Albuera antes comentada, estando la orden de paso de ciclo de aireación a ciclo de no aireación basaba en la estimación de la carga orgánica en el reactor, registrándose en todo momento las señales de oxígeno y de potencial redox.

Los diferentes parámetros que se han calculado a partir del análisis de los datos medidos de ambas señales en cada uno de los ciclos son:

- La rodilla del redox: "knee" (rodilla en inglés).
- La velocidad de utilización del oxígeno: OUR (del inglés Oxygen Uptake Rate).
- La pendiente media de subida de oxígeno: ORAS (del inglés Oxygen Rise Average Slope).
- La flecha del redox: ORP "arrow" (flecha en inglés).
- El valor máximo de redox alcanzado.
- El valor mínimo de redox alcanzado.
- El tiempo de no aireación.
- El tiempo en régimen anóxico.
- La temperatura.
- El codo del oxígeno: DO (del inglés disolved oxygen) "elbow" (codo en inglés).
- El equivalente del DO "elbow" en el perfil de ORP: NBP (del inglés Nitrate Break Point, punto de ruptura del nitrato).
- La pendiente media de descenso del redox: ODAS (del inglés ORP Decrease Average Slope).
- La flecha del ORAS: ORAS "arrow".
- La pendiente de la meseta del redox: ORP meseta.
- La pendiente de nitrificación: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> "slope".
- La pendiente de sobre-aireación: OA (Over Aeration) "slope".

En la tabla 10 se detallan todos estos parámetros, indicando en cada caso sus unidades y con una breve descripción. Dicha tabla va acompañada de una figura (figura 22) en que se localizan las variables en sus puntos de medida.

Tabla 10.	Variables	medidas	para l	a	monitorización	de	los	procesos	de	eliminación
biológica	de nutrient	es.								

Var.	Unidad	Descripción
"knee"	mV	Valor de potencial redox que marca el final del proceso de desnitrificación, medido como el cambio de signo en la derivada segunda del potencial redox con el tiempo.
OUR	mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	Velocidad de utilización del oxígeno, medida como la pendiente de caída del oxígeno tras la parada del sistema de aireación.
ORAS	$mg L^{-1} h^{-1}$	Pendiente media de subida del oxígeno. Pendiente medida sobre la curva de oxígeno desde el punto de arranque de las soplantes hasta alcanzar la concentración de 2 mg L <sup>-1</sup> .
ORP "arrow"	-	Flecha del redox. Distancia máxima entre la linealización de la curva de redox desde el valor de redox para el cual el oxígeno es cero hasta el valor de redox correspondiente a la rodilla y la curva real de redox en fase anóxica.
ORP max	mV	Máximo valor alcanzado.
ORP min	mV	Mínimo valor alcanzado.
T_off	S	Tiempo de aireación desconentada.
T_den	S	Tiempo de duración del ciclo anóxico.
Ta	°C	Temperatura en el reactor.
DO "elbow"	mg L⁻'	Codo del oxígeno. Marca el final de la nitrificación.
NBP	mV	Punto de ruptura del nitrato. Coincide con el DO "elbow", pero medido en el perfil redox.
ODAS	mV h⁻¹	Pendiente media de caída del potencial redox, medida desde el valor de redox para el que se ha alcanzado 0 mg L <sup>-1</sup> de oxígeno disuelto y el valor de la rodilla del redox ("knee").
ORAS "arrow"	-	Flecha del ORAS. Distancia máxima entre la curva real de oxígeno y la recta de pendiente ORAS.
ORP <sub>meseta</sub>	mV h <sup>-1</sup>	Pendiente medida en curva del redox, desde el máximo valor hasta el valor de redox que corresponde con un nivel de oxígeno de 0,1 mg L <sup>-1</sup> .
NH4 <sup>+</sup> "slope"	$mg L^{-1} h^{-1}$	Demanda de oxígeno para el proceso de transformación de NH4 <sup>+</sup> en nitratos (NO3 <sup>-</sup> ).
OA "slope"	$mg L^{-1} h^{-1}$	Demanda de oxígeno para la remoción de la DQO remanente tras el proceso de nitrificación completa. Suele ir asociado a fenómenos de sobreaireación.



Figura 22. Variables medidas sobre un ciclo aireación/no aireación

Una vez que han sido definidas y brevemente comentadas las variables que se van a introducir en el presente trabajo, se procede a la descripción de su significado, así como de su fórmula de cálculo. De este análisis se excluirán aquellas variables cuyo significado no requiere de mayores explicaciones que las ya dadas, al ser éste obvio.

# 3.1.3.1 ORAS (pendiente media de subida de oxígeno).

Se trata de la pendiente de la recta delimitada por dos puntos clave, el primero de ellos el de arranque de los sistemas de aireación ( $t_{arranque}$ ,  $DO_{arranque}$ ), siendo el punto final el de alcance del umbral de oxígeno definido por el sistema de control ( $t_{umbral}$ ,  $DO_{umbral}$ ). De esta forma se pude definir el ORAS como:

$$ORAS = \frac{\left(DO_{umbral} - DO_{arranque}\right)}{\left(t_{umbral} - t_{arranque}\right)}$$
(3)

De acuerdo con esta ecuación, en aquellos casos en los que el sistema se encuentre ante situaciones de sobrecarga orgánica, el tiempo hasta alcanzar el umbral será elevado, de tal manera que la pendiente ORAS será menor que la definida para la carga normal de entrada a planta. En caso contrario, esto es, sobrecarga hidráulica, el nivel de oxígeno que marca el paro de soplantes se alcanzará rápidamente, de forma que dicha pendiente será mayor. Esto permite evaluar el sistema en condiciones aerobias, adelantando la respuesta al ciclo de desnitrificación siguiente.

# 3.1.3.2 ORAS "arrow" (flecha del ORAS) y DO "elbow".

Este parámetro mide la máxima distancia entre la curva real de subida del oxígeno y la recta ORAS. La razón de usar este parámetro proviene de la facilidad que proporciona para determinar en la curva de oxígeno el llamado DO "elbow", que marca el punto de ruptura de amonio en la curva del redox, es decir, marca la oxidación total del amonio en nitratos, de manera que de dicho punto en adelante, toda la aireación introducida en el sistema es en exceso. Las expresiones que definen tanto al parámetro ORAS "arrow" como al DO "elbow" quedarán como:

$$ORAS_{arrow}(OD_{i},t_{i}) = \frac{\left[\left(t_{umbral} - t_{arranque}\right) * \left(OD_{arranque} - OD_{i}\right) + \left(t_{i} - t_{arranque}\right) * \left(OD_{umbral} - OD_{arranque}\right)\right]}{\sqrt{\left(OD_{arranque} - OD_{umbral}\right)^{2} + \left(t_{umbral} - t_{arranque}\right)^{2}}}$$
(4)

$$ORAS_{arrow} = \max(ORAS_{arrow}(OD_i, t_i))$$
(5)

$$DO_{elbow} = \left\{ DO_i / ORAS_{arrow} = \max(ORAS_{arrow} (OD_i, t_i)) \forall i \in [OD_{arrangue}, OD_{umbral}] \right\}$$
(6)

Estas ecuaciones muestran la forma de cálculo de dicho parámetro. A partir de ellas se pueden extraer dos claras conclusiones:

- 1) En aquellos casos en los que el sistema se someta a cargas excesivas de amonio, la oxidación del mismo y la generación de nitratos será excesiva, de manera que el ciclo de aireación se extenderá en el tiempo, siendo el amonio oxidado a la par que la materia carbónica. Por tanto, la desnitrificación sufrirá la falta de carbono durante los primeros instantes de ciclo anóxico, hasta que dicha materia orgánica sea repuesta por el afluente. En estas circunstancias, la meseta que se establecerá en la curva del redox tendrá una extensión considerable, puesto que se retarda el inicio de los procesos de reducción. En este caso, el ORAS "arrow" será alto y el DO "elbow" corresponderá a un valor bajo de oxígeno.
- 2) En aquellos casos en los que nos encontremos ante una carga de amonio no excesiva, el parámetro ORAS "arrow" será pequeño y el "DO elbow" corresponderá a un valor alto de oxígeno. En estas condiciones, los ciclos de

aireación no serán muy prolongados en el tiempo, de forma que la materia orgánica rápidamente biodegradable no será consumida en su totalidad, siendo el remanente usado en el proceso de desnitrificación, que comenzará inmediatamente después de la finalización del ciclo aerobio.

#### 3.1.3.3 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> "slope" (pendiente de nitrificación).

Se trata de la pendiente de la curva del oxígeno medida desde que se inicia el proceso de aireación hasta que se alcanza el DO "elbow". En base a ello, dicha pendiente registra la demanda de oxígeno a satisfacer para la oxidación, tanto de la materia orgánica como del amonio afluente.

$$NH_{4}^{+} = \frac{\left(DO_{elbow} - DO_{arranque}\right)}{\left(t_{elbow} - t_{arranque}\right)}$$
(7)

Esta ecuación muestra el cálculo de la pendiente que nos ocupa, quedando patente que en aquellos casos en los que la acumulación de amonio y materia orgánica en el ciclo de no aireación anterior sea elevada, dicha pendiente será muy baja, evidenciando las dificultades para oxidarlos por parte del sistema de aireación. Sin embargo, en el caso contrario, dicha pendiente registrará valores mayores.

#### 3.1.3.4 OA "slope" (pendiente de sobreaireación).

Este parámetro mide la pendiente desde el DO "elbow" hasta el punto en el que se alcanza el umbral de oxígeno definido por el controlador de la planta. De esta manera, la expresión para su cálculo viene dada por:

$$OA = \frac{(DO_{umbral} - DO_{elbow})}{(t_{umbral} - t_{elbow})}$$
(8)

Teniendo en cuenta que este parámetro es medido una vez calculado el DO "elbow", esto es, una vez que la nitrificación se ha completado, se relaciona con los esfuerzos de aireación para oxidar la materia orgánica remanente en el sistema.

Por ello, suele estar asociado a los fenómenos de sobreaireación. El caso ideal supondría el paro de la aireación una vez alcanzado el codo del oxígeno, sin embargo, por seguridad, es recomendable que el proceso de insuflar aire se extienda al menos de 15 a 30 minutos, para asegurar que se alcanza un nivel de oxígeno aceptable en la balsa (Martins et al., 2.003). Sin embargo, en aquellos casos en los que esta pendiente sea baja, se corre el riesgo de fomentar la competencia entre bacterias formadoras de flóculo y bacterias filamentosas, arriesgándose a fomentar problemas de "foaming" por proliferación de norcardioformes.

# 3.1.3.5 OUR (Oxygen Uptake Rate).

Este parámetro proporciona una medición de la velocidad de utilización del oxígeno una vez que se han parado los sistemas de aireación. Esta forma de medida del OUR se denomina "método dinámico" (García-Ochoa et al., 2.010), siendo interpretada como la pendiente de caída del oxígeno disuelto. Sin embargo, y en base a la modelación según la cinética de Monod del proceso de utilización de oxígeno (Henze et al., 1.999), para evitar los efectos de inhibición en dicho parámetro por bajas concentraciones de oxígeno, se mide como la pendiente de caída entre el 80 y el 40 % del máximo valor de oxígeno registrado en el presente ciclo, es decir:

$$OUR = \frac{\left(0.8 * DO_{umbral} - 0.4 * DO_{umbral}\right)}{\left(t_{80\%-umbral} - t_{40\%-umbral}\right)}$$
(9)

Teniendo en cuenta la forma en que se calcula, se puede afirmar que con este parámetro se está midiendo el ratio de utilización de oxígeno para oxidar la materia orgánica remanente tras el proceso de nitrificación, o, dicho de otra forma, se está midiendo, de forma indirecta, la cantidad de carbono remanente en el sistema para llevar a cabo los procesos de desntrificacion.

En la definición del controlador instalado en la planta se estableció que dicha medida suponía el paso o bien a ciclo de desnitrificación o bien a un nuevo ciclo aerobio. A partir de este hecho, y teniendo en cuenta la categorización del afluente en base a tres ciclos de carga, LOW, MEDIUM y HIGH, es posible extraer, como conocimiento previo, una relación entre el parámetro NUR y el OUR, como se muestra en la figura 23, de forma que dicho conocimiento previo supondrá un valor añadido a la hora de establecer posibles controles de planta así como índices de monitorización. Esta relación se pone de manifiesto en forma numérica en la tabla



11, en la que se asocian intervalos de los valores de OUR a valores concretos de NUR.

Figura 23. Equivalencia entre el parámetro OUR y el parámetro NUR en función de la clasificación del afluente en carga LOW, MEDIUM o HIGH.

Tabla 11. Equivalencias de OUR frente a la velocidad de utilización de nitratos.

OUR (Oxygen Uptake Rate) [mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ]	NUR (Nitrate Uptake Rate) [mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> ]
OUR < 7	3
7 < OUR < 12	6
OUR > 12	7,5

De acuerdo con los resultados anteriores, queda patente que la mayor velocidad de utilización de nitratos ocurre ante velocidades de utilización de oxígeno superiores a 12 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, permitiendo con este valor reducir una cantidad de 7,5 mg L<sup>-1</sup> de nitratos en una hora. Esta tabla de equivalencias permite ajustar el OUR a la cantidad de nitratos a eliminar en el sistema, de manera que dicho parámetro, calculado al inicio del ciclo de no aireación, resulta imprescindible para identificar la cantidad de nitratos generados en el ciclo aerobio, así como para ajustar la duración del ciclo de reducción, evitando el vertido de nitratos por el efluente.

# 3.1.3.6 ORP "arrow" (flecha del redox).

Este parámetro se calcula de forma similar al ORAS "arrow", puesto que se trata de la máxima distancia entre la curva real del redox y la recta delimitada por el final de la meseta (t<sub>p</sub>, ORP<sub>p</sub>; calculado con el valor del potencial redox para el que el nivel de oxígeno ha alcanzado 0 mg L<sup>-1</sup>) y la llamada rodilla de ORP (t<sub>a</sub>, ORP<sub>a</sub>). Dicha rodilla, denominada "knee" y mostrada en la figura 9 como  $\alpha$ , indica el final del proceso de desnitrificación, esto es, la reducción de la totalidad de los nitratos a nitrógeno gaseoso y el comienzo del proceso de extraasimilación de fósforo por parte de los organismos acumuladores de fosfato, siendo calculada como el punto de cambio de pendiente en la derivada segunda de la señal de redox.

$$ORP_{arrow}(ORP_i, t_i) = \frac{\left| \left( t_{\alpha} - t_p \right)^* \left( ORP_p - ORP_i \right) + \left( t_i - t_p \right)^* \left( ORP_{\alpha} - ORP_p \right) \right|}{\sqrt{\left( ORP_p - ORP_{\alpha} \right)^2 + \left( t_{\alpha} - t_p \right)^2}}$$
(10)

$$ORP_{arrow} = \max(ORP_{arrow}(OD_i, t_i))$$
(11)

Este parámetro juega un papel crucial en los procesos de desnitrificación, ya que marca la inhibición del proceso por falta de materia orgánica. En aquellos casos en los que la flecha del redox es alta, el ciclo anóxico se prolonga en el tiempo, puesto que para alcanzar ratios de desnitrificación elevados se espera a que la materia orgánica sea aportada por el afluente. Esto asegura que, al igual que se ha aportado una fracción rápidamente biodegradable al sistema, se ha incrementado la fracción lentamente biodegradable acumulada en el reactor, la cual generará una demanda adicional de oxígeno en el ciclo siguiente. De esta forma, este parámetro permite la monitorización del proceso de no aireación, el cual influirá en el ciclo de aireación siguiente.

#### 3.1.3.7 ORP meseta (pendiente de transición de oxidación a reducción).

Este parámetro marca la pendiente en la curva redox que define la transición del estado del reactor biológico en oxidación a reducción, es decir, la desaparición del oxígeno, siendo el único aceptor de electrones en este caso el nitrato presente. De esta forma, se puede definir como:

$$ORP \ meseta = \frac{(ORP|_{OD=0,1} - ORP_{\alpha})}{(t|_{OD=0,1} - t_{\alpha})}$$
(12)

De acuerdo con esta ecuación, en aquellos casos en los que la transición sea rápida, es decir, se lleven a cabo los procesos de reducción, esta pendiente será ligeramente negativa. En caso contrario, esa pendiente será próxima a cero o ligeramente positiva, identificando una falta de materia orgánica para comenzar los procesos de desnitrificación.

#### 3.1.3.8 ODAS (pendiente media de caída del redox).

Este parámetro representa la pendiente de la recta que pasa por el punto del final de la meseta del redox y por la rodilla. De esta forma se puede definir el ODAS como:

$$ODAS = \frac{(ORP_{\alpha} - ORP_{m})}{(t_{\alpha} - t_{m})}$$
(13)

Según esta ecuación, en aquellos casos en los que el sistema se encuentre ante una inhibición del proceso de nitrificación por falta de materia orgánica, la pendiente ODAS será suave, mientras que en aquellos otros en los que el ratio de desnitrificación sea adecuado, dicha pendiente será más abrupta.

# 4 TÉCNICAS BASADAS EN INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA CARACTERIZACIÓN DE LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS

# 4.1 Introducción

Como se ha señalado en el capítulo anterior se ha recogido una gran cantidad de datos sobre la evolución de la planta real de la localidad de La Albuera. Esos datos han facilitado la medición de 16 variables diferentes que permiten caracterizar la dinámica del proceso depurativo llevado a cabo.

A partir del estudio de toda esta información se definirá el SGB objetivo de este trabajo. Será necesario, por tanto, realizar un procesado adecuado de todos los datos recopilados para extraer la información significativa presente en cada una de las variables medidas o deducidas. Este proceso debe facilitar, por un lado, la minimización de los posibles errores de medida y, por otro, la extracción de aquella información que mejor caracterice la dinámica del proceso y facilite la definición del control que optimice el proceso depurativo siguiendo los objetivos ya apuntados. Los distintos pasos que definen este proceso de tratamiento de la información se detallan en la figura 24.

Hay que señalar también, tal y como se especifica en esta figura, que la experiencia acumulada durante la recopilación de los datos sobre la dinámica de la planta ha sido de gran ayuda a la hora de ajustar el funcionamiento de los diferentes métodos de tratamiento de la información empleados y que se detallan a continuación.

Son tres las técnicas que se han empleado para procesar todos estos datos: los diagramas de cajas, para hace un pretratamiento de la información, las redes SOM, para determinar las variables más significativas y el algoritmo K-means para realizar agrupamientos entre variables. El presente capítulo se dedicará a describir estas tres herramientas.



#### Figura 24. Esquema de tratamiento de la información.

Inicialmente, se monitorizó el proceso con el conjunto de sensores anteriormente descritos, de manera que se generó una base de conocimiento con datos directamente medidos y datos calculados a partir de estas mediciones. Con objeto de reducir al máximo los efectos de los errores en los datos calculados y de los datos erróneos derivados de un funcionamiento deficiente de la red de sensores, que denominaremos "outliers", se emplearon diagramas de caja. Con ellos, se muestreó el espacio de datos de entrada, asegurando un rango de confianza aceptable, evitando que los valores "outlier" pudiesen causar desviaciones y errores de entrenamiento en los procesos siguientes.

Una vez eliminados los valores anómalos de los datos fue necesario reducir la alta dimensionalidad del especio de datos con el objetivo de retener únicamente aquellos que fueran más significativos a la hora de caracterizar el proceso y facilitar su control. No es necesario señalar que para definir un sistema de control cuantas menos variables se utilicen más sencillo será de programar y más robusto su funcionamiento, eso sí, garantizando siempre que esas variables son suficientemente representativas de la dinámica del proceso. Para ello se utilizó el modelo de red neuronal conocido como SOM ("Self Organizing Maps": Mapas Autoorganizados), con el objetivo de transformar un espacio de entrada multidimensional constituido por 3.200 observaciones de 16 componentes (una por cada variable medida), en un espacio bidimensional de neuronas que representen a las varibles más significativas.

El empleo de estas redes se fundamenta en el hecho de que se trata de redes de aprendizaje no supervisado, lo que significa que son estructuras capaces de organizar de manera autónoma los datos que se le presentan a la entrada, generando como salida un conjunto de datos (de una dimensión previamente definida por el usuario) que se agrupan siguiendo criterios de proximidad y representando, por tanto, características intrínsecas similares de dichos datos (Cassano et al., 2.006).

Hay que señalar que, si bien hay otras herramientas que facilitan la reducción de la dimensión del espacio de datos y permiten definir posibles relaciones entre éstos, como por ejemplo el análisis de componentes principales (PCA), se optó por la utilización de las redes SOM basándose en la opinión de múltiples autores que en sus trabajos demuestran que estás redes constituyen un sistema robusto, de baja complejidad y objetivo en el tratamiento de datos, representando las relaciones no lineales en los patrones de forma realizable y simple (Kiang & Kumar, 2.000; Reusch et al., 2.005; Nishiyama et al., 2.007; Rousi et al., 2.015).

Basándose en esta propiedad de la red SOM se puede concluir que su estructura y funcionamiento aseguran que se mantiene la ordenación topológica de los datos, es decir, que el mapa resultante implica una distribución y agrupamiento de las variables de salida similar a la presentada entre los datos de entrada que alimentaron a la red. En otras palabras, la red SOM es capaz de agrupar los datos en función de su similitud y hacerlo de forma autónoma, sin intervención humana ni conocimientos previos sobre las posibles relaciones o agrupamientos entre datos. Esta propiedad hace que la red neuronal SOM facilite enormemente el trabajo de agrupamiento de datos al permitir que aquellas variables relacionadas (y los datos que las definen) se encuentren cercanas en la salida proporcionada por la red. De esta forma el agrupamiento de datos será más fácil y robusto de realizar sobre los datos de salida que sobre el conjunto total de los datos disponibles, facilitando así el trabajo de la herramienta de análisis clúster que proporcione la definición final de patrones característicos de comportamiento.

El último paso de clasificación, el ya señalado análisis clúster, fue llevado a cabo aplicando el conocido algoritmo K-means (K-media) para identificación de patrones característicos.

A partir de este último proceso se pudo ya definir de forma eficiente y robusta el SGB buscado para controlar el proceso de eliminación de materia orgánica y nutrientes.

# 4.2 Diagramas de caja

Un diagrama de caja, o "box-plot", es un gráfico representativo de las distribuciones estadísticas de un conjunto de datos en cuya construcción se usan cinco medidas descriptivas de los mismos: mediana ( $\hat{q}_{0.50}$ ), primer cuartil ( $\hat{q}_{0.25}$ ), tercer cuartil ( $\hat{q}_{0.75}$ ), valor máximo y valor mínimo. Estos dos últimos parámetros no representan los valores máximo y mínimo de los datos analizados sino que responden a una expresión estadística que se obtiene a partir de la distancia intercuartil, ajustándola con un factor de 1,5, tal como establece (Martínez & Martínez, 2.007). Sus valores vendrán dados por las expresiones:

$$D\hat{I}C = \hat{q}_{0.75} - \hat{q}_{0.25} \tag{14}$$

$$Valor \ m\acute{a}ximo = \hat{q}_{0.75} + 1.5 D\hat{l}C \tag{15}$$

$$Valor\ minimo = \hat{q}_{0.25} - 1.5D\hat{I}C \tag{16}$$

Estos diagramas proporcionan una gran información sobre el conjunto de datos, permitiendo estudiar las distribuciones de los mismos de forma sencilla e identificando aquellos valores que son considerados como atípicos u "outliers", de manera que puedan ser retirados del análisis posterior.

Igualmente, permiten evaluar la simetría y la dispersión de la distribución de los datos de una manera rápida, puesto que en aquellos casos en los que nos encontremos ante una distribución simétrica, tanto la caja como las prolongaciones que se extienden más allá de los valores máximo y mínimo, definidos en inglés como "whiskers" y traducido como bigotes, tienen la misma longitud desde la mediana, es decir, se corresponde con una distribución uniforme. Por el contrario, si estamos ante una distribución sesgada, tanto uno de los extremos de la caja, como un bigote, serán más largos.

Por otro lado, en aquellos casos en los que la distancia intercuartil sea pequeña, los datos estarán concentrados en torno a la mediana, mientras que distancias grandes implican una gran dispersión.

Con el objeto de clarificar los conceptos presentados se detalla a continuación un ejemplo de diagrama de caja explicitando cada uno de ellos:



- Valores atípicos: Valores que están apartados del cuerpo principal de datos. Pueden representar efectos de causas extrañas, errores de medición o registro, etc. Se denominarán "outliers".
- 2. *Límite superior*. Es el extremo superior del bigote. Los datos por encima de este límite se consideran atípicos.
- 3. *Tercer cuartil*: Por debajo de este valor se encuentran como máximo el 75% de los datos.
- 4. *Mediana:* Coincide con el segundo cuartil. Divide a la distribución en dos partes iguales. De este modo, el 50% de las observaciones están por debajo de la mediana y el 50% por encima.
- 5. *Primer cuartil:* Por debajo de este valor se encuentra como máximo el 25% de los datos.
- 6. *Límite inferior:* Es el extremo inferior del bigote. Los datos por debajo de este valor se consideran atípicos.

#### 4.3 Red neuronal de Kohonen y Mapas Autoorganizados (SOM).

#### 4.3.1 Introducción.

En 1.982 T. Kohonen presentó un modelo de red neuronal de aprendizaje no supervisado denominado mapas autoorganizados o SOM (Self-Organizing Maps) basado en ciertas evidencias descubiertas a nivel cerebral, el cual permitía transformar complejas relaciones estadísticas no lineales entre datos agrupados en matrices de alta dimensión en simples relaciones geométricas basadas en un mapa neuronal de baja dimensiones (Kohonen, 1.998).

En este tipo de redes no existe ningún maestro externo, de ahí el calificativo de no supervisado, que indique si la red neuronal está operando correcta o incorrectamente porque no se dispone de ninguna salida objetivo hacia la cual la red neuronal deba converger.

La red autoorganizada debe descubrir rasgos comunes, regularidades, correlaciones o categorías en los datos de entrada, e incorporarlos a su estructura interna de conexiones de forma totalmente autónoma. Se dice, por tanto, que las neuronas deben autoorganizarse en función de los estímulos (datos) procedentes del exterior.

Todo el proceso de autoorganización se basa en el aprendizaje competitivo entre neuronas, las cuales compiten unas con otras con el fin de llevar a cabo una tarea dada. Se pretende, que cuando se presente a la red un patrón de entrada, sólo una de las neuronas de salida (o un grupo de vecinas) se active. Por tanto, las neuronas compiten por activarse, quedando finalmente una como neurona vencedora, denominada Best Maching Unit (BMU) y anuladas el resto, que son forzadas a sus valores de respuesta mínimos.

El objetivo de este aprendizaje es categorizar los datos que se introducen en la red. Se clasifican valores similares en la misma categoría y, por tanto, deben activar la misma neurona de la salida.

Las clases o categorías deben ser creadas por la propia red, puesto que se trata de un aprendizaje no supervisado, a través de las correlaciones entre los datos de entrada.

En definitiva, se puede afirmar que la red SOM es un procedimiento algorítmico que de forma autónoma permite clasificar los datos que recibe en categorías. El usuario únicamente deberá fijar el número de esas categorías. Para ello recurre a una estructura de red neuronal con una única capa de neuronas, las cuales reciben un patrón de entrada formado por un número fijo de datos y lo procesa mediante la competición de las neuronas que fija una ganadora, la cual se corresponderá con una de las clases en las que esos datos se pueden clasificar.

Gracias a su estructura de red neuronal el SOM aprende a clasificar los datos en un primer proceso de aprendizaje en el que se le presentará un conjunto de patrones de entrada para entrenarla, de forma que la red sea capaz de agrupar todos esos patrones en un número de clases definido por el de neuronas. Así, cada neurona se corresponderá con una clase, que vendrá definida por un conjunto de parámetros denomindos pesos y que serán diferentes para cada neurona. Una vez que el proceso de aprendizaje ha concluido la red podrá recibir nuevos patrones que irá clasificando de acuerdo con lo que ha aprendido en el proceso previo de entrenamiento.

Los datos de entrada tienen la estructura de un vector formado por un número determinado de componentes fijado por el usuario de la red. Estos componentes serán, en el caso que nos ocupa, cada una de las variables medidas en un reactor biológico, o deducidas, en un instante dado (es decir 16). Estos datos son comparados con los pesos asociados a cada neurona para generar la respuesta neuronal. Por tanto los pesos deberán estar también agrupados en una estructura vectorial con el mismo número de componentes que el vector de entrada.

La capacidad de la red SOM para aprender a clasificar los patrones reside en la posibilidad de modificar los pesos asignados a cada una de las neuronas, de forma que esos pesos deberán representar una especie de promedio de los valores de las variables medidas asociados a cada una de las clases. De esta forma la neurona que se active como ganadora será aquella cuyos pesos se parezcan más al patrón de entrada, o dicho con otras palabras, ese patrón (vector de entrada) se asociará a la clase definida por la neurona a cuyos pesos de entrada más se parezcan sus componentes.

Normalmente las neuronas se suelen organizar en una estructura bidimensional para representar los resultados de la clasificación, aunque a la hora de hacer los cálculos se distribuyan en una sola dimensión para facilitarlos. Esta distribución espacial tiene por objeto potenciar las relaciones entre clases, de forma que las más parecidas estén más cercanas.

Con objeto de clarificar el funcionamiento de las redes SOM, y su aplicación al problema concreto tratado en el presente trabajo, es interesante resaltar una serie de detalles que completan la descripción realizada y que facilitarán posteriormente la interpretación de los resultados que proporcionen:

• El SOM es, en realidad, un tipo de algoritmo para clasificar datos.

- Se elige un gran número de clústeres y se colocan en forma de una red bidimensional.
- La idea es que los representantes de cada grupo (neuronas, según la notación de Kohonen) estén correlacionados espacialmente, de modo que los puntos más próximos en la rejilla sean más parecidos entre sí que los que estén muy separados.
- Si se discretiza el espacio bidimensional dividiéndolo, por ejemplo, en una rejilla de componentes rectangulares u hexagonales, se puede definir una aplicación desde el espacio original de elevada dimensionalidad sobre el espacio bidimensional de la red SOM mucho más imple.
- Además, se puede tomar la media de los elementos que se encuentran en cada elemento de la rejilla para definir representantes de las clases de la rejilla. Los representantes que están en clases próximas se parecen entre sí, siendo esta la propiedad que nos va a permitir definir índices o umbrales aplicables a nuestros SGB.

#### 4.3.2 Estructura del mapa SOM.

Tal y como se acaba de indicar, las redes SOM son un tipo de red neuronal formadas por una capa de neuronas, organizadas, por norma general, en una malla de dos dimensiones, cada una de las cuales recibe como entrada las componentes de un vector que definen un determinado patrón al que se pretende clasificar.

Las neuronas competirán entre si para determinar a cuál de ellas se asemeja más el patrón (representado por el vector de entrada) presentado. Para poder realizar esta competición cada neurona almacenará las características que definen a la clase a la que representan mediante unos "pesos" que se compararán con los valores de las componentes del vector de entrada. La figura 25 muestra la estructura de esta red.



Cada salida representa una neurona del mapa bidimensional

Cada entrada representa un vector de 16 componentes características de un ciclo de aireación/no aireación

#### Figura 25. Representación esquemática de una red SOM.

De acuerdo con esta descripción, la red SOM se puede describir como una matriz **M**, de dimensiones  $(n_1, n_2)$ , siendo esta la razón por la que se suele afirmar que este modelo proporciona un mapa bidimensional de salida, el cual permite clasificar un conjunto de datos de entrada de alta dimensionalidad en una superficie bidimensional. Cada una de las neuronas de esta estructura reticular recibirá un vector de entrada  $\mathbf{x} = (x_1, x_2, ..., x_P)$  de dimensión fija P (en el caso que nos ocupa P será el número de variables medidas en el proceso, es decir 16) y normalizado al intervalo [0,1]. Los pesos vendrán representados por una matriz W, cada uno de cuyos elementos w<sub>ii</sub> definirá la conexión de la i-ésima componente del vector de entrad x con la j-ésima neurona. Estos pesos tomarán también valores en el rango [0,1]. Para poder establecer esta representación de los pesos será necesario asignar a cada neurona situada en la posición (n<sub>k</sub>, n<sub>l</sub>) de la retícula de la red neuronal una posición j en un vector imaginario de dimensión  $n_1 x n_2$ , de tal manera que j=  $(n_k-1) n_1 + n_l$ . Esta es la razón por la que, tal y como se ha apuntado anteriormente, la estructura bidimensional de la red SOM se representa como un vector a la hora de hacer los cálculos.

Una forma alternativa, y muchas veces conveniente, de representar los pesos neuronales consiste en asociar a la neurona j-ésima (situada en la posición  $n_k x n_l$  de la retícula neuronal) un vector  $\mathbf{w}_j$  de dimensión P. Obviamente este vector será diferente para cada neurona.

Uno de los problemas más importantes que aparece a la hora de definir una red neuronal es determinar el número de neuronas óptimo para que ésta realice la tarea que se le encomiende de la forma más eficiente posible. No existe un método preestablecido para definir dicha dimensión (Park et al. 2.007), si bien, son muchos los autores que han aceptado una regla basada en heurísticos como solución de equilibrio entre la precisión en la clasificación de patrones y la topología de vecindad de las neuronas de salida, (Versanto et al., 2.000; Hentati et al., 2.010, Jin et al., 2.011, Niguyen et al., 2.015). Esta regla tendrá la forma:

$$\boldsymbol{M} = 5\sqrt{N} \tag{17}$$

donde N es el número de datos de entrada a la red y M la dimensión de la misma.

Una vez definido el tamaño de la red es preciso buscar la relación óptima entre las dimensiones  $n_1 y n_2$ . Para ello, en (Hilario & Iván, 2.004) se establece el cociente  $n_1/n_2$  como la raíz cuadrada del cociente de los mayores autovalores de la matriz de datos de entrenamiento (la formada por el conjunto de vectores que se utilizarán para entrenar la red), es decir:

$$\frac{n_1}{n_2} = \sqrt{\frac{e_1}{e_2}} \tag{18}$$

Este método supone la definición a priori del tamaño de la red, aunque nada garantiza que ese tamaño y la distribución de neuronas sean las mejores posibles para el problema que se esté tratando. Esto hace que muchas veces sea necesario estudiar diferentes configuraciones con el objetivo de encontrar la más adecuada para ese problema concreto. Se ha desarrollado un método de validación a posteriori del tamaño de la red (Jeong et al., 2.010), el cual aporta un criterio más objetivo para definir la estructura óptima de la misma, puesto que permite evaluar, por un lado, la reproducción de la topología de los datos de entrada sobre las neuronas de salida del mapa mediante el cálculo de un error de topología y, por otro, la fiabilidad de la generación de patrones mediante otro error de cuantificación, siendo más apropiado para su uso en el presente trabajo.

Para evaluar el error de topología se diseñó el error topológico, definido como la proporción de vectores de entrada para los cuales dos neuronas mejor adaptadas no son adyacentes, siendo su expresión recogida en los trabajos de (Kohonen, 2.000):

$$e_1 = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^{N} u(x_k)$$
(19)

donde N es el número de vectores de entrada,  $\mathbf{x}_k$  es el k-ésimo vector de entrenamiento y u( $\mathbf{x}_k$ ) es igual a 1 si la primera y la segunda neurona mejor adaptadas para  $\mathbf{x}_k$  no son adyacentes, siendo 0 en caso contrario.

El resultado de este índice es muy sencillo de interpretar permitiendo conseguir el mapa SOM que mejor conserve la estructura de los datos.

Por otro lado, y como ya se ha comentado anteriormente, los vectores prototipo de las neuronas del mapa de salida tienen por objeto modelar el conjunto de datos de entrada con la mayor fiabilidad posible. Como consecuencia de esta afirmación se define el error de resolución o error de cuantificación (Kohonen, 1.997), que mide la resolución del mapa de salida mediante el cálculo del error medio de cuantificación de la totalidad del conjunto de datos de entrenamiento.

$$e_q = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} ||x_i - w_b||$$
(20)

donde N es el número de datos,  $\mathbf{x}_i$  es el i-ésimo dato de entrada y  $\mathbf{w}_b$  es el vector prototipo de la neurona mejor adaptada para  $\mathbf{x}_i$ .

Por tanto, con la idea de optimizar la topología para mejorar la precisión de la red, se ha empleado una adaptación del método propuesto por (Machón, González et al. 2.006) de minimización del error topológico y del error de cuantificación en el que, partiendo del tamaño y estructura definidos por las ecuaciones (17) y (18) se prueban diferentes configuraciones hasta conseguir aquella que proporciona unas mejores prestaciones en la tarea de clasificar patrones. Los pasos en los que se organiza el procedimiento son:

1. Determinación de un conjunto de datos patrón extraídos del conjunto de datos de entrada (vectores de entrada a la red) para entrenar la red (Como ya se ha indicado anteriormente, todos los datos presentados a la red SOM deben ser convenientemente normalizados al intervalo [0, 1] antes de ser utilizados).

- Entrenamiento de la red SOM definida por las dimensiones calculadas según (17) y (18).
- 3. Validación de la red ya entrenada mediante el cálculo de los errores de topología y cuantificación. Se usarán para ello los vectores de entrada no seleccionados para el entrenamiento.
- 4. Modificación del tamaño y estructura de la red (n<sub>1</sub>x n<sub>2</sub>). Entrenamiento de la red con la nueva estructura utilizando los vectores de entrenamiento previamente definidos para este fin.
- 5. Se repiten los pasos tres y cuarto hasta encontrar la estructura que proporcione una mejor respuesta de la red.

Con respecto al conjunto de datos de entrada a la red hay que señalar que, como el objetivo que se persigue en el presente trabajo es clasificar un conjunto de datos para extraer información significativa sobre las relaciones entre los parámetros que constituyen los vectores de entrada, no tiene sentido dividir esos vectores entre entrenamiento y validación, ya que no se pretende clasificar posteriormente nuevos conjuntos de datos de entrada. Por tanto el conjunto total de datos se empleará tanto para entrenar a la red como para validarla. En consecuencia, la red obtenida una vez finalizado el proceso de optimización antes señalado será la que proporcione la clasificación buscada de patrones. A partir de la clasificación que ha generado se estudiarán los agrupamientos de patrones y las relaciones entre varibles que permitirán definir el modelo SGB buscado.

Otro de los aspectos a tener en cuenta a la hora de definir la red SOM es la tipología de la red (Merkon & Delisle, 2.007). La elección más común suele estar entre la topología cuadrada o la topología hexagonal. La primera viene estructurada como una neurona rodeada por otras cuatro que se distribuyen formando un cuadrado en el que cada una de ellas está centradas en cada uno de los lados. En la segunda cada neurona está rodeada por otras seis formando un hexágono en el que cada una de ellas está situada en un vértice. Ambas estructuras pueden observarse en la figura 26.

Generalmente, la topología cuadrada ha sido la más común, dada su sencillez. Sin embargo, la topología hexagonal ha ido imponiéndose paulatinamente como una topología clásica (Van Der Voort et al. 1.996, Asgary et al., 2.012) debido al hecho de generar clústeres con menor número de espacios o estados del mapa alejados de las BMU adyacentes (López-Rubio & Díaz, 2.014). La tendencia actual en el reconocimiento de patrones en una red de datos opta por la topología hexagonal (Jeong et al. 2.010, Nguyen et al., 2.015), siendo esta la principal razón que ha llevada a usarla en el presente trabajo.



OSICIÓN (2,i) POSICIÓN (1,i)

Figura 26. Entramados más comunes para la red SOM.

Una vez que se ha definido la estructura de la red se puede pasar a realizar el proceso de entrenamiento, que generará la red definitiva, y que podrá ser utilizada, una vez concluido éste, para llevar a cabo la clasificación de patrones para la que se le ha definido. En el proceso de entrenamiento hay que destacar dos aspectos fundamentales:

- 1) El proceso de adaptación de los pesos propiamente dicho, en el que éstos son modificados convenientemente para conseguir que cada neurona represente a una determinada clase.
- 2) El mecanismo de competición entre neuronas vecinas. Este mecanismo será de aplicación tanto en el proceso de aprendizaje como en el posterior de clasificación.

El proceso de adaptación de los pesos requiere de un primer paso de inicialización de valores. Aunque, en general, se puede afirmar que, para el caso de la red SOM, estos valores iniciales no influirán en el resultado final de asociación de vectores de entrada a clases, ya que la red se autoorganiza en función de las similitudes entre los datos de entrada, sí que es cierto que unos valores inadecuados de los pesos iniciales pueden ralentizar el proceso de entrenamiento.

Por tanto, es conveniente seleccionar unos valores iniciales que, de alguna manera, no impliquen una clasificación muy alejada de la final que la red adoptará después del proceso de autoorganización. Para ello, la elección más intuitiva, y también la más sencilla de ejecutar, es la asignación aleatoria de valores.

Otros métodos más sofisticados que buscan unos valores iniciales no muy alejados de los definitivos, o que al menos guarden una cierta correlación con ellos, han sido estudiados. Con ese objetivo se ha desarrollado la inicialización lineal, esto es, asignar los autovectores de la matriz de correlación de los datos de entrada a los pesos iniciales. Este método se recomienda para datos de entrada de baja dimensionalidad (Kiang et al., 2.001; Su et al., 2.002), donde el efecto frontera en la asignación de neuronas puede llegar a tener mucho peso. Desgraciadamente, no es este el caso del presente trabajo, por lo que se ha optado por realizar una asignación aleatoria a los pesos iniciales.

Una vez inicializados los pesos el algoritmo de adaptación ya puede ejecutarse de forma iterativa hasta que un límite de precisión sea alcanzado o, en su defecto, un número máximo se iteraciones sea ejecutado. Por simplicidad, ya que en un proceso de clasificación de patrones no supervisado la definición de la precisión en la clasificación no es clara, se ha optado por imponer en el presente trabajo únicamente la condición de número máximo de iteraciones.

La ejecución del proceso de adaptación de pesos propiamente dicho requerirá de dos acciones diferenciadas. La primera consistirá en el cálculo de la distancia euclídea entre el vector de entrada y el vector de pesos de cada neurona. Para calcular la distancia entre ambos vectores la euclídea no es la única opción. Otras definiciones se pueden también utilizar. Sin embargo, ésta es la más empleada en la bibliografía por su sencillez y fácil interpretación. Será, por tanto, la seleccionada en el presenta trabajo. Una vez calculadas todas las distancias se selecciona como ganadora (BMU) aquella neurona que presenta un valor mínimo de esa distancia.

La segunda acción consistirá en la adaptación de los pesos. Para ello será necesario definir un entorno de la neurona ganadora, N<sub>j</sub> (siendo "j" el índice de esa neurona), tal que todas las incluidas en él verán sus pesos modificados. Las neuronas no incluidas en esa vecindad no adaptarán sus pesos.

Aunque en las redes neuronales son múltiples los algoritmos de adaptación de los pesos, las SOM no presentan esta diversidad, siendo ese algoritmo único. No obstante, el algoritmo tiene una serie de parámetros que deben ser definidos por el

usuario. Para comprender el significado de esos parámetros hay que tener en cuenta que en el algoritmo autoorganizativo la adaptación de los pesos de las neuronas vecinas a la BMU será más intensa para las más cercanas a ella e irá decayendo con la distancia. Así mismo, irá decayendo también conforme aumente el número de iteraciones ejecutas del proceso de adaptación. Tanto el alcance del vecindario de la neurona ganadora como su tasa de disminución con la distancia deberán ser ajustadas antes de iniciar el proceso, así como el tiempo de extinción del proceso de adaptación.

La descripción detallada del algoritmo de adaptación de pesos y el proceso autoadaptativo completos se describirán a continuación siguiendo una forma secuencial que facilite su comprensión. Se detallará paso a paso para poner de relieve su carácter algorítmico, siguiendo la estructura presentada en (Ghaseminezhad & Karami, 2.011):

- 1. Inicialización de todos los parámetros del proceso. Se dan valores iniciales a los pesos  $w_{ij}$  de acuerdo con el procedimiento seleccionado, que, en el caso que no ocupa, es una asignación aleatoria. Se define el alcance del vecindario de la neurona ganadora fijando los valores iniciales del radio de vecindad,  $\sigma_0$ , y de la tasa inicial de aprendizaje,  $\alpha_0$  (el significado de ambos parámetros se detallará posteriormente). Finalmente, se decide el número de iteraciones T que puede durar como máximo el proceso de adaptación de pesos para un patrón de entrada dado.
- 2. Elección de un vector de entrada  $\mathbf{x}$  de la matriz de datos de aprendizaje. Contador de tiempo: t=0.
- 3. Cálculo de la distancia del vector de entrada al de pesos de cada neurona para obtener la BMU, es decir para determinar qué neurona es la ganadora de la competición, que será la j-ésima, cuyo vector de pesos w<sub>j</sub> es el más cercano al vector de entrada, x, esto es, su distancia euclídea será la mínima, D<sub>min</sub>(t):

$$D_{min}(t) = min\{D_{j}(t)\}$$

$$= \min_{j} \left\{ \sqrt{\sum_{i}^{P} (x_{i} - w_{ij}(t))^{2}} \right\}$$
(21)

Actualización de los pesos, tanto de la neurona BMU, neurona j-ésima, como de las de su entorno de vecindad. La expresión habitualmente utilizada en las redes SOM es:

$$W_{i}(t+1) = W_{i}(t) + h_{i}(t)(x - W_{i}(t)) \quad \forall i \in N_{i}$$
(22)

donde  $h_j(t)$  es la función de aprendizaje, expresada como una función decreciente de la distancia entre la neurona i-ésima perteneciente a la región de vecindad y la BMU (la j-ésima) en el dominio del mapa bidimensional definido como salida de la red. Aunque se han definido varias formas para esta función, la más empleada, por su sencillez y claridad interpretativa, es la gaussiana:

$$h_j(t) = \alpha(t) \exp\left(-\frac{\left\|r_i - r_j\right\|^2}{2\sigma(t)^2}\right)$$
(23)

siendo r<sub>i</sub> y r<sub>j</sub> las coordenadas en el red de las neuronas i-ésima y la BMU.  $\alpha(t)$  es la tasa de aprendizaje y  $\sigma(t)$  es el radio de vecindad. El primer parámetro representa la intensidad con que se realiza la modificación del peso, mientras que la segunda controla la extensión del entorno de la neurona ganadora.

En la práctica, este último parámetro suele ser inicializado (con el valor  $\sigma_0$  antes comentado) a un valor relativamente alto, para garantizar un ordenamiento adecuado del mapa durante la fase inicial de la adaptación, de manera que se puedan explorar diferentes opciones de clasificación con el fin de obtener la más adecuada al final del proceso. Su valor irá decreciendo a medida que avanza el proceso de aprendizaje. Sin embargo, dependiendo de la naturaleza del problema, puede ser también eliminado reduciendo el entorno de vecindad únicamente a la BMU, con lo que la función de aprendizaje quedaría como  $h_i(t)=\alpha(t)$ .

El parámetro  $\alpha(t)$  es una función monótona decreciente con el tiempo ( $0 < \alpha(t) < 1$ ) (Kangas & Kohonen, 1.998) que controla que la adaptación a un

determinado patrón de entrada no se haga de una forma muy intensa, lo que podría provocar que solo fueran clasificados en la clase definida por la neurona ganadora aquellos vectores que sean prácticamente iguales al aprendido. Se pretende, en definitiva, dejar que las características de cada patrón, definidas por los pesos de la neurona, sean lo suficientemente generales como para que vectores parecidos aunque no iguales puedan ser clasificados en la misma clase. No hay una expresión predominante para esta función, por lo que bastaría con definirla como una función que va decayendo con cada iteración.

En la figura 27 puede verse una representación de la función de vecindad, bajo el supuesto de  $\alpha(t)=1$ , observándose como las neuronas más alejadas de la BMU son actualizadas con menor intensidad. Así mismo, puede apreciarse también como a medida que decrece el radio de vecindad son menos las neuronas que ven modificado su vector de pesos, tal y como requiere el proceso de aprendizaje de la red SOM descrito.



Figura 27. Evolución de la función de vecindad en base al decrecimiento del ratio de vecindad con el tiempo.

4. Se incrementa el contador de tiempos haciendo t=t+1. Si t<T volvemos al paso 3. En caso contrario se averigua si todos los vectores de entrenamiento han sido procesados. Si no es así se vuelve al paso 2. En caso contrario se da por finalizado el algoritmo de entrenamiento.

Una vez que el proceso de entrenamiento de la red SOM ha finalizado ésta puede dedicarse ya a realizar la clasificación de vectores de datos diferentes a aquellos utilizados para el entrenamiento. La ejecución de este proceso de clasificación es

mucho más sencillo que la del entrenamiento ya que basta con presentar a la red el vector de entrada a clasificar y realizar el cálculo de la distancia de ese vector a cada uno de los vectores de pesos de todas las neuronas de la red, determinando posteriormente cuál de ellas es la ganadora (ecuación 21). El vector quedará clasificado en la clase definida por esta neurona.

Como ya se ha indicado anteriormente, en el caso que nos ocupa esta actividad de clasificación de vectores posterior a la de entrenamiento no se llevará a cabo, ya que no se pretende clasificar nuevos conjuntos de datos sino simplemente agrupar en clases los empleados para el entrenamiento (la totalidad de los datos disponibles) con el objeto de extraer información significativa sobre las relaciones entre los parámetros que constituyen los vectores de entrenamiento.

# 4.4 K-means cluster.

Una vez que la red SOM ha sido entrenada para clasificar los vectores de datos en clases, ésta podrá asignar cualquier vector de entrada que se le presente a una clase concreta definida por una neurona. Sin embargo, esta clasificación no será eficiente, ya que el número de clases (una por cada neurona) proporcionado por el SOM es excesivamente elevado desde el punto de vista práctico, ya que la definición de un controlador considerando un número elevado de posibilidades se hace no solo difícil sino además, poco robusto.

Por otro lado, es muy probable que, desde el punto de vista de la dinámica del proceso depurativo, algunas de las clases proporcionadas por el SOM puedan ser agrupadas dentro de una misma categoría. Este hecho no es de extrañar dado que la clasificación del SOM es no supervisada siendo forzada a generar clases aunque sus características sean muy parecidas.

Con el objetivo de reducir el número de clases proporcionado por el SOM será necesario realizar un agrupamiento de las clases por él definidas en base a características comunes entre ellas. Este proceso deberá basarse en el conocimiento previo de la dinámica del proceso.

El número de clases final vendrá determinado no solo por las afinidades que puedan encontrarse entre las proporcionadas por el SOM, sino también por las necesidades del algoritmo de control en el que se utilizarán posteriormente. Será necesario, por tanto, definir un algoritmo de agrupamiento de clases que se adapte a las peculiaridades del problema que se está tratando.

#### 4.4.1 Introducción

Una vez que se han identificado las variables con mayor peso y sus relaciones en base al mapa SOM, se persigue realizar un agrupamiento de las neuronas en aquellos clústeres que compartan afinidades, que, en el caso que se estudia en este trabajo, consistiría en clasificar las neuronas en base a la estacionalidad).

(Al-Harbi & Rayward-Smith, 2006) afirman que entre las técnicas de análisis clúster se pueden diferenciar dos grandes ramas: los algoritmos jerárquicos y los algoritmos de particionamiento. Los primeros se basan en la definición de una partición jerárquica de los datos, normalmente representados mediante un árbol de jerarquía como el que muestra la figura 27, dividiendo los datos en pequeños subconjuntos. Por el contrario, los algoritmos de particionamiento separan los datos en subconjuntos o clústeres cuyo número viene definido por el usuario, de formar que cada clúster poseerá características afines, siendo la similitud de los puntos contenidos en el mismo máxima en base a ciertas medidas.



# Figura 28. Dendograma de los datos empleados en el presenta trabajo, basado en la jerarquización de los datos, en el que ya se puede intuir que el número principal de clúster será dos, puesto que se esperar clasificar los datos en base a la estacionalidad, esto es, régimen de verano y régimen de invierno.

En el presente trabajo se ha optado por emplear los métodos de particionamiento, puesto que son menos sensibles a los problemas ocasionados por los "outliers" que los métodos jerárquicos. Concretamente se ha optado por el algoritmo conocido como K-means (K-media).

El algoritmo de clasificación empleado inicia el proceso de clasificación en base a K agrupamientos, siendo actualizados los datos asignados a cada clúster mediante un proceso iterativo. Radica aquí la principal desventaja de este tipo de métodos, como es la necesidad de definir el número de agrupamientos a priori, basándose siempre en el conocimiento previo de los datos con los que se va a trabajar.

Para superar esta desventaja será necesario establecer un mecanismo que facilite la búsqueda del número óptimo de clústeres. En el presente trabajo serán definidos dos índices diferentes que permitan realizar esta tarea.

El primero de ellos se basa en el cálculo del índice de Davies-Bouldin (Davies & Bouldin, 1979) y se centra en los análisis de la compacidad de los clústeres formados, siendo considerado como un índice externo. Cuanto menor sea dicho índice, en base al número de clúster predefinido, mejor será el proceso de agrupamiento. Su valor se obtiene de la siguiente expresión:

$$DB = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^{K} \max_{j \neq i} \left\{ \frac{\sigma_i + \sigma_j}{d(c_i, c_j)} \right\}$$
(24)

donde K es el número de clústeres,  $\sigma_i$  la distancia media entre los elementos perteneciente al clúster i-ésimo y su centroide  $c_i$ ,  $\sigma_j$  la distancia media entre los elementos del clúster j-ésimo y su centroide  $c_j$ , y, finalmente,  $d(c_i, c_j)$  es la distancia entre clústeres, definidos éstos por sus centroides. La distancia empleada para definir estos parámetros suele ser la euclídea.

El segundo índice a emplear, basado en el cálculo de la magnitud denominada silueta, va a represntar la consistencia en la asignación de los datos a los clústeres, por tanto será considerador como un índice interno.

De esta manera, el valor de la silueta va a proporcionar una medida relacionada con la similitud de cada dato con el resto de los incluidos en su propio clúster, en comparación con el resto de datos asignados a otros conjuntos (Lleti et al., 2004). Se define como:

$$s(i) = \frac{b(i) - a(i)}{\max[b(i), a(i)]}$$
(25)

$$\boldsymbol{b}(\boldsymbol{i}) = \min_{\boldsymbol{k}} \{\boldsymbol{B}(\boldsymbol{i},\boldsymbol{k})\}$$
(26)

siendo a(i) la distancia media del i-ésimo dato al resto de los incluidos en su clúster y B(i,k) la distancia media del i-ésimo dato a los pertenecientes al clúster k-ésimo.

De acuerdo con las expresiones 25 y 26, el valor de la silueta puede ser reescrito según la expresión:

$$s(i) \begin{cases} 1 - \frac{a(i)}{b(i)} & a(i) < b(i) \\ 0 & a(i) = b(i) \\ \frac{b(i)}{a(i) - 1} & a(i) > b(i) \end{cases}$$
(27)

De esta manera, valores de la silueta próximos a +1 implican datos bien agrupados, muy distantes de sus clústeres vecinos. Valores próximos a 0 implican que los datos no están muy alejados, estado el dato en cuestión en la frontera de dos conjuntos. Finalmente, valores negativos cercanos a -1, indican datos mal agrupados.

De esta forma, se puede representar la silueta de cada clúster mostrando, en orden decreciente, el coeficiente s(i) de cada uno de los datos en él incluidos, obteniéndose un gráfica de interpretación simple que evalúa la asignación correcta o incorrecta de los datos.

Ahora bien, para realizar un análisis global de la selección del número de clústeres, se suele usar el valor medio de la silueta  $\overline{s}(k)$  para un agrupamiento en K clústeres (denominado en inglés "Average Silhoutte Width for the entire data set"), definido como:

$$s(k) = \frac{\sum_{k=1}^{K} s(k)}{K}$$
(28)

Este índice permitirá determinar el número de clústeres óptimo como aquel con mayor  $\bar{s}(k)$ .

#### 4.4.2 Algoritmo.

El algoritmo K-means trata de clasificar un conjunto de N datos, en general en la forma de vectores de dimensión R, en K agrupamientos, definiéndose cada uno de ellos por su centroide, esto es, trata de buscar K centroides ( $c_1, c_2, ..., c_K$ ) tales que la suma de las distancias de cada dato  $\mathbf{x}_i$  al centroide del clúster más cercano sea mínima. Consistirá, por tanto, en un problema de búsqueda de la mínima distancia.

Aunque en el algoritmo se puede utilizar cualquiera de las definiciones matemáticas de distancia para realizar los agrupamientos, en el presente trabajo se utilizará exclusivamente la euclídea por ser la más empleada en aplicaciones prácticas (Redmond & Heneghan, 2007). La expresión de la distancia mínima vendrá dada, por tanto, por:

$$D_{min} = \sum_{i=1}^{n} min_{k=1,2,..K} d(x_i, c_k)$$
(29)

De acuerdo con (Kalyani & Swarup, 2.011) el algoritmo se puede descomponer en los siguientes pasos:

- 1. Se fija el número de clústeres K y se inicializa el centroide para cada uno de ellos:  $(c_1^{\ 0}, c_2^{\ 0}, ..., c_R^{\ 0})$ . Cada centriode será un vector R-dimensional, ya que define a un dato, de dimensión R, representativo de la clase k.
- 2. Se inicia el proceso iterativo. El número de iteración se actualiza a 1.
- 3. Se calcula la distancia Euclídea entre el k-ésimo centroide y el i-ésimo dato. La expresión de la distancia tendrá la forma:

$$d_{ki}^{(t-1)} = \left\| x_i - c_k^{(t-1)} \right\| = \sqrt{\sum_{j=1}^n \left( x_{ij} - c_{kj}^{(t-1)} \right)^2}$$
(30)

- 4. Cada uno de los datos  $x_i$  es asignado al clúster que ha dado la menor distancia a su centroide.
- 5. Se actualizan los centroides de cada clúster como la media de los datos que le han sido asignados, siendo los mismos calculados según la siguiente expresión:

$$c_k^{(t)} = \frac{\sum_{i \in k} x_i}{n_k}$$
(31)

donde  $n_k$  es el número de datos en el clúster k-ésimo.

- 6. Se calcula la distorsión, es decir la suma de las distancias entre clústeres. Este parámetro mide la convergencia del algoritmo, de forma que si su valor va decreciendo con cada iteración se asume que el algoritmo va convergiendo de forma positiva.
- 7. Si la distorsión calculada en el paso anteriores deja de disminuir durante un número de iteraciones dado o el número de iteraciones sobrepasa un valor
prefijado, el algoritmo se da por finalizado y proporciona los centroides resultado  $(c_1^t, c_2^t, ..., c_K^t)$ , en caso contrario, se continúa con el proceso iterativo desde el paso 3.

La búsqueda del mejor agrupamiento posible pasa por probar varios tamaños diferentes, es decir, fijar varios valores al número de clústeres, realizar para cada uno de ellos el proceso descrito y calcularle sus correspondientes índice de Davies-Bouldin y silueta, para, a partir de los valores obtenidos, determinara cuál es el agrupamiento más eficiente.

## 5 RESULTADOS

## 5.1 Introducción

Una vez descritas las herramientas que se usarán en el procesamiento de los datos recopilados en la planta de tratamiento de aguas residuales de La Albuera estamos ya en condiciones de abordar la descripción detallada de ese procesamiento y de los resultados obtenidos.

El estudio se llevará a cabo particularizando para cada una de esas herramientas, es decir, se dividirá en tres bloques bien diferenciados. El primero de ellos se dedicará al pretratamiento de los datos realizado con los diagramas de cajas, el segundo a la evaluación de los resultados obtenidos con el tratamiento realizado con la red SOM y, finalmente, el tercero se centrará en el agrupamiento de los datos proporcionados por la red anterior.

Hay que señalar que dada la complejidad del análisis de los datos realizados por la red SOM su bloque correspondiente se dividirá en dos apartados diferenciados: el primero dedicado a la definición de la configuración de su estructura y el segundo al análisis de los resultados propiamente dicho.

Esta separación entre definición de la estructura de cálculo y estudio de los resultados suele ser bastante común cuando se utilizan las redes neuronales, de las que el SOM es un caso particular, dado que su aplicación a la resolución de un problema concreto requiere adaptar el modelo seleccionado a ese problema buscado la estructura que proporcione la mejor respuesta posible. Para ello suele ser imprescindible probar varios tamaños y ajuste de parámetros hasta dar con la mejor combinación. Aunque a primera vista esta circunstancia podría parecer un inconveniente para la utilización de las redes neuronales, en realidad es una prueba de su enorme capacidad de cálculo y versatilidad de uso que les permite ser empleadas en la resolución de múltiples problemas prácticos de naturaleza muy diversa y dispar.

A partir de toda la información obtenida después de la aplicación de las tres herramientas señaladas se estará ya en condiciones de definir el control SGB objetivo final del presente trabajo.

## 5.2 Pre-procesamiento de los datos.

Como ya se ha indicado anteriormente se han analizado un total de 3.200 ciclos de aireación/no-aireación, sobre los que se han medido 16 variables, correspondientes a la totalidad de un año de trabajo. En la tabla 12 se recogen tanto la media de cada una de las variables, como su desviación típica, así como su valor máximo y mínimo.

	Knee mV	OUR mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	ORP arrow -	ORP max mV	ORP min mV	t <sub>off</sub> h	t <sub>dn</sub> h	ORAS mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>
Media	5.5297	7.7746	6.8994	132.7581	-50.0195	69.8518	56.0867	0.0734
Des. Típica	39.070	1.5770	7.9035	35.1770	14.7436	31.5139	32.3548	0.0527
MAX	115.0	13.2	191.3	212.0	-1.0	309.0	270.0	3.0
MIN	-251.0	1.7	0.5	37.0	-256.0	25.0	12.0	0.003
	T ⁰C	OD arrow -	OD elbow mg L <sup>-1</sup>	NBP mV	NH₄ slope mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	OA slope mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1-</sup>	ORP meseta mV h <sup>-1</sup>	ODAS mV h⁻¹
Media	20.1853	596.2312	0.4073	76.8607	0.0315	0.1514	-0.2200	4.4977
Des.								
Típica	5.4915	764.8178	0.3232	55.2387	0.0450	0.0691	1.0554	1.9592
Típica MAX	5.4915 28.6	764.8178 3.877.6	0.3232 2.3	55.2387 184.0	0.0450 4.0	0.0691 5.0	1.0554 27.0	1.9592 17.7

Tabla 12. Descripción	estadística de la	ı matriz de datos	analizada
-----------------------	-------------------	-------------------	-----------

Analizando los datos recogidos en la tabla anterior, llaman la atención los valores mínimos tanto para la rodilla ("knee") como para el OUR, ambos muy por debajo de

lo que se podría denominar el intervalo real de variación de dichos parámetros. Por ello, y en vistas a que la matriz de datos ha sido obtenida del análisis de los perfiles de OD y ORP correspondientes a un año de trabajo con un período de muestro de un minuto, resulta interesante realizar un análisis más profundo en busca de la posibilidad de datos "outlier" resultado de fallos en los procesos de cálculo. Como método de referencia para la búsqueda de posibles datos "outlier" se han empleado los diagramas de caja. Sus resultados se muestran en la figura 29, particularizando para cada una de las variables que se han empleado.

Como ya se ha comentado, la elección de esta técnica se basa en la simplicidad de su uso junto con la facilidad de interpretación de la información que aporta. Así, estos diagramas, no sólo van a permitir identificar los datos "outlier", sino que, al proporcionar una imagen de la distribución de los datos para cada variable, van a permitir extraer conclusiones muy interesantes sobre esa distribución.

Con objeto de interpretar la información proporcionado por los diagramas de caja y estudiar en mayor profundidad la posible presencia de datos atípicos ("outlier"), se van a analizar uno a uno los diagramas obtenidos para cada una de las variables, siguiendo una estructura común basado en una tabla con tres campos bien definidos, que serán:

- Sesgo de los datos. Nos permitirá estudiar si la media de la serie de datos, incluidos los "outlier", está por encima (sesgada a la derecha) o por debajo de la mediana (sesgada a la izquierda), es decir, si la mayoría de los datos están cercanos al límite superior, y por tanto, cercanos a los valores máximos, o bien, si la mayoría de los datos están cercanos al límite inferior y por tanto al mínimo de los datos.
- Dispersión de los datos. Nos permitirá evaluar, en relación a la longitud de la caja, si tenemos fuertes dispersiones en los datos o bien se trata de un conjunto de datos muy compacto. De esta forma, con objeto de dar un valor numérico, se representará la dispersión como el porcentaje en longitud de la distancia intercuartil con respecto a la longitud entre los extremos máximos y mínimos, siendo esta dispersión menor cuando menor sea este porcentaje.
- Datos atípicos ("outlier"). Para el cálculo de datos atípicos, tal como ya se comentó, se ha empleado un ancho de 1,5 veces la diferencia entre el tercer y el primer cuartil. De esta manera, se evaluará la dispersión en los datos atípicos obtenidos, así como la densidad de los mismos, asociada errores de cálculo.



Figura 29. Diagrama de caja para cada una de las variables medidas

## 5.2.1 Pretratamiento de los datos de la "knee".

Se trata de una distribución de datos con un rango de variación de [-68; 115], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 36 y -25 mV, esto es, entre el primer y el tercer cuartil.

Con el objeto de estudiar con mayor detalle esta distribución, y las correspondientes a las quince variables restantes, se va a seguir en todos los casos el esquema antes comentado y que se presenta en la tabla13.

Tabla 13. Estudio del diagrama de caja para la variable "knee"

· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
DISPERSIÓN	Es una distribución compacta, con muy poca dispersión. El 50 % de los datos supone un 33 % de la longitud total del diagrama de caja. Por tanto, los datos están muy próximos a la mediana, que para este caso es 0 mV. Este hecho permite asegurar que, para los ciclos analizados, este parámetro tiene una variabilidad baja, presentando una gran estabilidad a lo largo de todo el período anual, siendo sus variaciones principales debidas, por norma, a errores de cálculo.
SESGO	De acuerdo con la gráfica, el sesgo es mínimo y a la izquierda, es decir, que la media es ligeramente inferior a la mediana. De esta manera, los datos estándar de esta "rodilla" se encuentran variando entre -25 y -36 mV, pero siempre en valores negativos, lo cual era de esperar, ya que supone que se han alcanzado procesos de reducción adecuados que han permitido reducir los valores máximos de potencial de oxidación.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, se muestra claramente que se encuentran en la franja inferior, detectándose un total de seis de ellos. De esta manera, se considera dato atípico todo aquel que se encuentra por debajo de -68 mV. Para este caso, van a provenir de errores en la toma de datos o del mal funcionamiento de la planta, ya que el propio controlador aplicado durante la obtención de los perfiles de potencial redox, limita su valor mínimo a -50 mV.

Como conclusión para este parámetro, se establece que por su dispersión compacta, aporta estabilidad. Por ello, teniendo en cuenta que sus datos atípicos están relaciones con errores en la medición de los sensores o de datos

almacenados fallos, se opta por descartar los vectores de entrada para las 16 variables que contengan los "outliers" de la "knee" para el entrenamiento de la RED SOM.

## 5.2.2 Pretratamiento de los datos de OUR.

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [3,4; 12,15], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 8,90 y 6,67. Su análisis detallado se presente en la tabla 14.

Tabla 14. Estudio del diagrama de caja para la variable "OUR"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 25.4 % de la longitud entre extremos. En base a que se trata de un parámetro de control básico en la extracción de datos, se establece que los cuartiles corresponden con demandas de oxígeno óptimas para un sistema depurativo.
SESGO	Analizando la gráfica se ve claramente que el sesgo es prácticamente nulo, de manera que la mediana y la media son coincidentes. Esta distribución resulta muy interesante, puesto que el sistema de control de alternancia de ciclos empleado para obtener los datos asegura que el sistema evoluciona hasta una demanda estándar de oxígeno, asumible por los sistemas de aireación. Esta afirmación viene respaldada por la distribución de los datos, que permite vislumbrar valores estándares entre 6,67 y 8,9 mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> , sin predilección por ninguno de los dos cuartiles, con extremos igualmente alejados de dichos cuartiles.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan en el límite superior, que por su orden de magnitud deben coindir con situaciones de estrés por carga al sistema. En el límite inferior, por el propio efecto limitante de la respiración endógena, no se pueden asumir valores de OUR muy bajos. Por tanto, se puede concluir que se deben a errores de cálculo, principalmente causados por pérdida de datos causadas por la falta de su registro temporal por parte de los sensores. A pesar de ello, únicamente se han determinado 14 datos atípicos.

Finalmente, como conclusión para este parámetro, se establece que por su importancia en la extracción de los datos para este estudio y en vista a que asegura la estabilidad de la demanda de oxígeno, se eliminarán los ciclos correspondientes (vectores de entrada) a datos atípicos del límite inferior de los vectores para el entrenamiento de la RED SOM.

#### 5.2.3 Pretratamiento de los datos de ORP arrow.

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [0,5; 21,9], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 1,38 y 9.58. Su análisis detallado se presente en la tabla 15.

Tabla 15. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORP arrow"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 38,3 % de la longitud entre extremos. La distribución se sigue considerando compacta, si bien, hay mayor variabilidad que para los casos anteriores.
SESGO	Analizando la gráfica, se puede observar como el sesgo deriva al tercer cuartil, es decir, se trata de una distribución sesgada a la izquierda, en la que la mediana se acerca en gran medida al valor de 9.58 mV, valor que se ha mostrado como óptimo en los procesos de reducción del contenido en nitrógeno para sistemas de alternancia de ciclos (Martín de la Vega et al. 2.012).
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan principalmente en el límite superior, siendo un total de 58. Son representativos de situaciones de falta de materia orgánica para llevar a cabo la reducción de nitratos, puesto que dicho parámetro nació con vistas a cuantificar dicha falta de donador de electrones. De esta forma, los valores de estos datos atípicos permiten umbralizar las necesidades de materia orgánica para llevar a cabo un proceso estable de desnitrificación.

Del análisis realizado con los datos recopilados de este parámetro y de su interpretación bioquímica se puede deducir su importancia en la definición de la estrategia de control del balance de materia orgánica para eliminar nutrientes mediante la toma de decisión de alternar los estados de oxidación o reducción en base a la materia orgánica disponible para desnitrificar, la cual será medida como

distancia en mV en la curva de reducción marcada por el potencial redox. Teniendo en cuenta este hecho se ha optado por no eliminar ningún vector por este concepto en el entrenamiento.

## 5.2.4 Pretratamiento de los datos de ORP máximo.

La distribución de datos presenta un rango de variación de [37; 212], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 100 y 158 mV. Su análisis detallado se presente en la tabla 16.

Tabla 16. Estudio del diagrama de caja para la variable "ORP máximo"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 33,1 % de la longitud entre extremos. Se puede observar claramente que se alcanzan valores óptimos de oxidación para el 50 % de los datos estudiados, estando siempre por encima de 100 mV el rango de oxidación en cada ciclo.
SESGO	Se trata de una distribución sesgada a la izquierda, asegurando valores estándares en el entorno de 158 mV. De esta manera, se muestra que valores de oxidación en torno a 150 mV son precisos para llegar a buenas condiciones de reducción de materia orgánica y nitrificación.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso no se muestra la existencia de ninguno, lo cual viene determinado por la estabilidad del sistema para alcanzar altos rendimiento de oxidación, puesto que, en el proceso de extracción de datos, la oxidación es prioritaria al resto de procesos, asegurando valores mínimos de potencial redox oxidativos.

Como conclusión se establece que es un parámetro básico, no necesariamente de control, pero sí de evaluación, con el objeto de asegurar que los niveles de oxidación que se alcancen son óptimos en las fases aireadas de la eliminación de nutrientes y de reducción de materia orgánica en exceso. Como no se han detectado valores "outliers" no se elinará ningún vectore por este concepto.

## 5.2.5 Pretratamiento de los datos de ORP mínimo.

La distribución de datos presenta un rango de variación de [-64; -30], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre -43 y -52 mV. Su análisis detallado se presente en la tabla 17.

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma muy compacta, con los datos intercuartiles representando el 26.4 % de la longitud entre extremos. Es decir, que el ORP mínimo se encuentra en las cercanías del valor de referencia que establece el control empleado, asegurando un correcto funcionamiento de ese sistema de control.
SESGO	Se aprecia una distribución sesgada a la derecha, en la que se establece, como era de esperar, que el 25% de los datos está en las proximidades del tercer cuartil, por tanto, en el entorno de -50 mV, valor umbral de arranque de sistemas de aireación.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se han observado un total de 272 "outliers". Representan un número bastante elevado, lo cual se corresponde con errores de cálculo y problemas de pérdida de datos, ya que este parámetro es un valor prefijado del sistema de control.

Como conclusión para este parámetro, se puede afirmar que por su importancia en la extracción de los datos para este estudio y por representar un límite prefijado, se obvian los ciclos correspondientes a valores "outliers" para el entrenamiento de la red SOM. Por último, se puede afirmar también que los ciclos no considerados para el caso de la rodilla, coinciden en gran medida con ciclos de datos atípicos en el ORP mínimo.

## 5.2.6 Pretratamiento de los datos de tiempo de paro de soplantes toff.

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [25; 121], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 25 y 121. Su análisis detallado se presente en la tabla 18.

## *Tabla 18. Estudio del diagrama de caja para la variable "t<sub>off</sub>"*

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 30.2 % de la longitud entre extremos. Es decir, se establecen tiempos de paro estándares de entre 50 y 80 minutos, suficientes para conseguir rendimientos depurativos aceptables.
SESGO	A la vista de los datos representados en la gráfica, se puede afirmar que se trata de una distribución sesgada a la derecha, por tanto, los datos de paro estándares se puede asegurar que están por debajo de una hora.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan por el límite superior, siendo un total de 217. Si bien, se pueden evaluar dos agrupaciones de datos atípicos, una primera en el entorno del límite superior, hasta tiempos de 180 minutos, y una segunda más alejada en la cercanía de 300 minutos. La primera distribución corresponde a ciclos de falta de materia orgánica, llegando los mismos hasta la restricción de tres horas de paro máximo, mientras que la segunda agrupación se asocia a errores del proceso de control en la transmisión de las órdenes de arranque de los sistemas de aireación.

Este parámetro nos permite evaluar el tiempo medio de paro de soplantes óptimo, cercano a una hora, y supone un valor importante a considerar como variable de estudio. Por tanto, no se eliminarán por este concepto ninguno de los ciclos para entrenamiento de la red SOM, ya que se asegura que eliminando los ciclos atípicos de ORP mínimo, desaparecen los ciclos de t<sub>off</sub> asociados a la segunda agrupación antes comentada de datos "outlier".

## 5.2.7 Pretratamiento de los datos de tiempo de desnitrificación t<sub>dn</sub>.

Para esta variable la distribución de datos presenta un rango de variación de [12; 119], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 34 y 119 minutos.

A la vista de los datos representados en la gráfica se observa un fuerte paralelismo con respecto a la distribución del tiempo de parada de soplantes, siendo dichas semejanzas predecibles. Es por ello que se puede afirmar que comparten comportamiento con los datos de esa variable, apareciendo, por tanto, como una distribución compacta sesgada a la derecha. Por esta razón no se incluirá en este apartado la tabla de análisis de los datos correspondiente. No obstante, un análisis de esos datos permite establecer un valor óptimo de desnitrificación de 50 minutos, estando, por tanto, el tiempo estándar de sobreaireación en torno a 5-10 minutos, tiempo que el sistema emplea en la transición de estado de oxidación a estado de reducción.

Finalmente, se puede afirmar que se trata de un parámetro importante a considerar en la red SOM, por lo que no se descartará a ninguno de los vectores que presenten valores atípicos del mismo.

## 5.2.8 Pretatamiento de los datos de ORAS.

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [0,003; 0,175], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 0,04 y 0,09 mg  $L^{-1}$  h<sup>-1</sup> Su análisis detallado se presente en la tabla 19.

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 29.2% de la longitud entre extremos. Se muestra claramente que hay una potencia de aireación suficiente, con capacidad para elevar, en el 50% de los casos, el oxígeno a valores por encima del umbral de aireación de 2 mg l <sup>-1</sup> en menos de una hora.
SESGO	A la vista de los datos representados en la gráfica se puede afirmar que se trata de una distribución sesgada a la izquierda. Por tanto, los datos referidos a la capacidad de aireación estándares están en las cercanías del tercer cuartil, es decir, en el entorno de 4-5 mg l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> , lo que se traduce en un sistema depurativo bien aireado.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan por el límite superior, siendo un total de 175. Estos datos no difieren en exceso del valor del extremo superior y se asocian a situaciones de baja o muy baja carga.

Este parámetro muestra que la EDAR cuenta con una potencia de aireación suficiente para la carga de microorganismos mantenida en el reactor biológico, e igualmente permite cuantificar las situaciones de exceso y defecto de carga, no siendo los datos atípicos asociados a defectos de cálculo. Por ello, no se excluirá ninguno de los vectores asociados a valores atípicos de esta variable en el entrenamiento de la red SOM.

## 5.2.9 Pretratamiento de los datos de temperatura, T<sup>a</sup>.

Para esta variable la distribución de datos presenta un rango de variación de [9,7; 28.6], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 14 y 25. Su análisis detallado se presente en la tabla 20.

Tabla 20. Estudio del diagrama	de caja para la variable "T	<u>a</u> ″
--------------------------------	-----------------------------	------------

DISPERSIÓN	Se trata de una serie poco compacta, con los datos intercuartiles representando el 57,1 % de la longitud entre extremos. La distribución de temperaturas en los cuartiles pone de manifiesto un año cálido.			
SESGO	Analizando los valores mostrados en la gráfica puede afirmarse que se trata de una distribución sesgada a la izquierda, pudiéndose afirmar que la temperatura estándar se encuentra en el entorno de los 25 grados.			
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, no se aprecia ninguno de ellos. Se trata de un dato directamente medido por los sensores instalados, no mostrándose en el tiempo de recopilación de datos temperaturas anormalmente bajas.			

La temperatura corresponde a un año cálido, llamado especialmente la atención los valores elevados alcanzados, así como su frecuencia, tal como se observa a partir del sesgo. Por tanto, el valor de temperatura, muy relacionado con la cinética bacteriana, será tenido en cuenta en su totalidad para el entrenamiento de la red SOM.

# 5.2.10 Pretatamiento de los datos de la flecha en la curva de OD. "OD arrow".

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [0,26; 2003,9], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 55,56 y 836,13. Su análisis detallado se presente en la tabla 21.

#### Tabla 21. Estudio del diagrama de caja para la variable "OD arrow"

Se tra	ata de una serie	e poco compacta,	con los datos
intercu	Jartiles represental	ndo el 39 % de la	a longitud entre
DISPERSIÓN	nos. ODarrow repr	resenta la distancia	máxima de la
flecha	de la curva de su	ibida de oxígeno, si	endo razonable
esta di	ispersión atendiend	do a que esta curva	es la que inicia

	la oxidación tanto de la contaminación entrante como de la acumulada en la fase de reducción previa. Por tanto se le atribuye un amplio número de casuísticas.		
SESGO	A la vista de los resultados mostrados en la gráfica, se puede afirmar que se trata de una distribución sesgada a la derecha, por lo tanto los datos de la flecha en oxígeno estándares se acercan a valores en el entorno a los 60.		
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan por el límite superior, siendo un total de 184. Estos datos se asocian a situaciones de esfuerzo por alcanzar la consigna de aireación.		

Este parámetro se localiza en la curva de subida del oxígeno, permitiendo evaluar la dificultad o sencillez para alcanzar la consigna de oxígeno que marca el paro de los sistemas de aireación. Es por ello que representa una importante fuente de información para poder controlar la dinámica del sistema depurativo, razón por la cual ninguno de los vectores asociados a valores atípicos suyos se excluirá del entrenamiento de la red SOM.

# 5.2.11 Pretratamiento de los datos del codo en la curva de oxígeno "DO elbow"

Para este parámetro la distribución de datos presenta un rango de variación de [0,01; 1,13], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 0,18 y 1,13 mg L<sup>-1</sup>. Su análisis detallado se presente en la tabla 22.

Tabla 22. Estudio del diagrama de	e caja para la variable "DO elbow"
-----------------------------------	------------------------------------

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 33,9 % de la longitud entre extremos. Es decir, se establecen valores de oxígeno límite de aireación en torno a 0.18 y 0.56 mg l <sup>-1</sup> , los cuales marcan una nitrificación completa.
SESGO	Analizando los valores mostrados en la gráfica puede afirmarse que se trata de una distribución sesgada a la derecha. De esta forma, los datos de fin de nitrificación están asociados a valores cercanos a 0,2 mg L <sup>-1</sup> . Dicho valor llama especialmente la atención, puesto que supone valores bajos de oxígeno para marcar el fin del proceso de nitrificación, si bien, es preciso compararlo con los niveles de

	oxidación, con el objeto de evaluar si dicho valor puede estar asociado al hecho de que el sensor se sitúa en el punto más anóxico del reactor para asegurar que una vez alcanzada la consigna de oxígeno marcada, la totalidad del reactor, por efecto de su configuración hidráulica, haya alcanzado al menos el valor de consigna.				
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan por el límite superior, siendo un total de 87. Los valores altos, en este caso, se asocian principalmente a ciclos de muy baja carga tanto de materia orgánica como de nutrientes.				

Este parámetro marca un valor de referencia de oxígeno mínimo a alcanzar. A partir de los datos estudiados se ha puesto de manifiesto que son los valores más bajos del mismo los que han predominado. Es necesario incluir este parámetro entre los datos empleados en el entrenamiento de la Red SOM con el objetivo de poder estudiar su relación con los otros parámetros asociados a los niveles de oxidación y a la capacidad de aireación del sistema, siendo imprescindible evaluar la relación entre variables y el peso de cada una de ellas en los datos.

#### 5.2.12 Pretratamiento de los datos de Nitrate Break Point "NBP".

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [-43; 184], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 22,5 y 118 mV. Su análisis detallado se presente en la tabla 23.

Tabla 23. Estudio del diagramo	a de caja para la variable "NBP"
--------------------------------	----------------------------------

DISPERSIÓN	Se trata de una serie con gran dispersión, con los datos intercuartiles representando el 42 % de la longitud entre extremos. Se puede comprobar cómo este parámetro ha presentado una amplia variabilidad, llegando a alcanzar valores negativos.
SESGO	A la vista de los resultados mostrados en la gráfica, se puede afirmar que se trata de una distribución sesgada a la izquierda. Analizando los datos se puede afirmar que los niveles estándar de oxidación que marcan el final del proceso de nitrificación están en el entorno de 110 mV. Este hecho se corresponde con buenos niveles de oxidación, a pesar de haberse mostrado una fuerte dispersión en la serie de datos.

DATOS ATÍPICOS	No se han mostrado datos atípicos, una circunstancia que se justifica por tratarse de una serie dispersa. A pesar de ello, es preciso establecer que los datos negativos de NBP marcan situaciones de fuertes choques orgánicos, no siendo ésta una situación estándar.

Es este un parámetro de gran importancia para la realización del tratamiento de los datos que ejecutará la red SOM, puesto que introduce los niveles mínimos de oxidación a obtener en el sistema depurativo.

# 5.2.13 Pretratamiento de los datos de pendiente de nitrificación "NH<sub>4</sub> slope".

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [0; 0,094], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 0,006 y 0,041 mg  $L^{-1} h^{-1}$ . Su análisis detallado se presente en la tabla 24.

Tabla 24. Estudio del diagrama de caja para la variable "NH<sub>4</sub><sup>+</sup> slope"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie poco compacta, con los datos intercuartiles representando el 37.2 % de la longitud entre extremos. Se puede afirmar, por tanto, que representa a un amplio espectro de casos.
SESGO	La distribución está sesgada a la derecha, lo que significa que los valores de la pendiente de nitrificación son realmente bajos, asociados al almacenamiento de amonio y materia orgánica en el ciclo de reducción anterior. Es esta característica de almacenamiento en el reactor la que permite que el sistema de control pueda gestionar la materia orgánica, a costa de valores bajos de pendientes de nitrificación.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso aparecen por el límite superior, siendo un total de 165. Aparecen asociados a procesos de muy baja carga, como ya se han mostrado en otros parámetros que guardan relación con el NBP, como es el caso del DO "elbow".

A la vista de los datos analizados se puede afirmar que este parámetro muestra pendientes de nitrificación bajas en sistemas de alternancia de ciclos de aireación/no aireación, que van asociadas a la capacidad de emplear un volumen

de reactor normalmente sobredimensionado como almacén de materia orgánica y nutrientes en los ciclos de reducción para el subsiguiente ciclo de oxidación. Esta circunstancia, que resulta muy interesante para esa estrategia de control, hace necesario estudiar la relación de esta capacidad de almacenamiento con el resto de parámetros, de ahí que no se descarte ningún vectores con valores atípicos del aquí tratado para el entrenamiento de la red SOM.

# 5.2.14 Pretratamiento de los datos de la pendiente de sobreaireación "OA slope".

Para este parámetro la distribución de datos presenta un rango de variación de [0; 0,34], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 0,1 y 0,2 mg  $l^{-1} h^{-1}$ . Su análisis detallado se presente en la tabla 25.

Tabla 25. Estudio del diagrama de caja para la variable "OA slope"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 29.4% de la longitud entre extremos. Es decir, se establecen pendientes de sobre-aireación ente 0,1 y 0,2 mg $l^{-1}h^{-1}$ como valores estándares.
SESGO	En vista de la distribución de datos observada se puede afirmar que se trata de una distribución sin sesgo. Por ello, se puede definir un intervalo de valores estándar para este parámetro.
DATOS ATÍPICOS	En este caso los datos atípicos son mínimos, únicamente cinco valores, siendo los negativos asociados a defectos de cálculo, mientras que los positivos están relacionados con una muy baja carga.

Para este parámetro se puede establecer un intervalo de referencia. Teniendo en cuenta los valores medidos, será preciso introducir, para los sistemas de alternancia de ciclos, un exceso de oxígeno que permita asegurar unas condiciones óptimas de oxidación. Por tanto, solo se prescindirá, para el entrenamiento de la red SOM, de los vectores con valores "outlier" negativos de este parámetro, por asociarse a defectos de cálculo.

# 5.2.15 Pretratamiento de los datos de potencial redox meseta "ORP meseta"

En este caso la distribución de datos presenta un rango de variación de [-2,143; 1.625], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre -0.8 y  $0,181 \text{ mV} \text{ h}^{-1}$ . Su análisis detallado se presente en la tabla 26.

Tabla 26. Estudio	del diagrama	de caja para l	la variable	"ORP meseta"
-------------------	--------------	----------------	-------------	--------------

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 26 % de la longitud entre extremos. Se establecen, por tanto, valores estándares entre -0,8 y 0,181 mV $h^{-1}$ .
SESGO	A la vista de los datos representados en la gráfica, se puede afirmar que se trata de una distribución sesgada a la derecha, por tanto, los datos de paro estándares para este parámetro se establecen en pendientes negativas en el entorno de 0,8 mV h <sup>-1</sup> , lo que pone de manifiesto que la transición ha sido favorablemente positiva.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan en ambos límites, siendo un total de 80. Los que superan el límite superior se corresponden con una falta de materia orgánica por exceso de oxidación, mientras que los que superan el límite inferior proceden de una alta carga de materia orgánica sin oxidar, correspondiente a choques orgánicos.

Este parámetro marca la transición del régimen de oxidación al de reducción, bien favorablemente para valores negativos, bien desfavorablemente para valores positivos. Dada la importancia que esta circunstancia tiene para el control del proceso depurativo no se descartará ninguno de los vectores que presenten valores atípicos para este parámetro en el entrenamiento de la red SOM.

## 5.2.16 Pretratamiento de los datos para la pendiente media de caída del redox "ODAS".

La distribución de datos de este parámetro presenta un rango de variación de [0,546; 9,765], en el que el 50 por ciento de los datos están comprendidos entre 3,008 y 5,680 mV h<sup>-1</sup>. Su análisis detallado se presente en la tabla 27.

## Tabla 27. Estudio del diagrama de caja para la variable "ODAS"

DISPERSIÓN	Se trata de una serie distribuida de forma compacta, con los datos intercuartiles representando el 28,9 % de la longitud entre extremos. Se establecen, por tanto, como valores estándares aquellos comprendidos entre 3 y 5,6 mV h <sup>-1</sup> para la pendiente de desnitrifiación.
SESGO	La distribución de datos en la gráfica pone de manifiesto que se trata de una distribución sesgada ligeramente a la izquierda. En base a ello, no se considera un valor estándar y se mantiene el intervalo de pendientes estándares como referencia.
DATOS ATÍPICOS	Con respecto a los datos atípicos, en este caso se presentan un total de 25 en el extremo superior. Se corresponden con pendientes muy pronunciadas, asociadas a choques de carga orgánica fuerte.

Este parámetro representa la velocidad de desnitrificación, una maganitud muy significativa a la hora de controlar este proceso. Es por ello que ninguno de los vectores que presentan valores atípicos para él se eliminará de la seria de entrenamiento de la red SOM.

## 5.3 Configuración de la red SOM

Una vez que se han descartado los vectores de entrada que contenían datos considerados como "outliers", correspondientes a las variables "knee", OUR, ORP min y OA slope, se cuenta con una serie de datos con un total de 2.890 observaciones de 16 variables, medidas o calculadas, teniendo en cuenta que dichas observaciones corresponden al período de tiempo comprendido entre un ciclo de aireación y su subsecuente ciclo de no aireación. Cada una de esas observaciones definirá a un vector de entrada a la red SOM.

En la etapa de pre-procesamiento ha quedado patente que es posible establecer relaciones entre variables, siendo necesario, por tanto, recurrir a técnicas que, de forma sencilla, permitan interpretar dichas interrelaciones y cuantificarlas. Las redes SOM representan el instrumento perfecto para poner de manifiesto esas relaciones ya que proporciona un agrupamiento en clases representado de forma gráfica que facilita enormemente la localización de afinidades y relaciones entre las diferentes variables que forman los vectores de entrada que clasifica.

Una vez elegida la red SOM como herramienta para agrupar los datos y extraer relaciones entre las diferentes variables que monitorizan el proceso depurativo y

que son susceptibles de ser empleadas para definir el control SGB buscado, es necesario fijar la estructura de esa red. Como ya se ha indicado en el capítulo anterior solo es posible hacer una estimación apriorística de la estructura que proporcione los mejores resultados, por lo que será necesario probar las prestaciones de varias de ellas para determinar la que mejor se comporta. Será necesario, por tanto y como ya se ha indicado anteriormente, realizar una búsqueda por prueba y error.

No obstante, hay que tener en cuenta que, normalmente, la utilización de la red SOM implica dos procesos bien diferenciados: entrenamiento de la red y empleo en la clasificación de patrones. De acuerdo con este esquema de trabajo, es necesario dividir los datos disponibles en dos conjuntos: uno para entrenar y el otro para clasificarlos.

Para la ejecución de este esquema de trabajo hay que asumir que los datos no usados para el entrenamiento son totalmente desconocidos para la red SOM (el hecho de que el usuario sí los conozca no implica que sean "conocidos" para la red SOM, de hecho ésta se adaptará de manera autónoma para clasificar únicamente los datos de entrenamiento). Este hecho implica que, una vez entrenada, la red podrá clasificar, no solo los datos no usados para el entrenamiento, sino también nuevos datos desconocidos por el usuario cuando seleccionó y entrenó la red.

Radica aquí una de las grandes ventajas del uso de esta estructura: su capacidad de generalizar. Dicho con otras palabras: las redes SOM, al igual que las redes neuronales en general, son capaces de procesar datos desconocidos a partir de su entrenamiento con otros sí conocidos. Solo hay que tener cuidado de elegir los datos de entrenamiento como lo más representativo posible del espacio de datos que se vaya a utilizar y procurar que los nuevos datos a procesar no se salgan de ese espacio.

Aunque la segunda condición es fácil de cumplir la segunda solo podrá serlo de una forma aproximada que probará su validez únicamente cuando muchos datos desconocidos hayan sido procesados y los resultados alcanzados hayan sido satisfactorios. Si ese no fuera el caso no quedaría más remedio que reentrenar la red con nuevos datos.

Sin embargo, tal y como ya se ha indicado anteriormente, en el presente trabajo la tarea que se pretende realizar es algo más simple que la general apuntada, ya que solo se busca clasificar los vectores de datos disponibles, es decir, se pretende clasificar un conjunto de vectores para poder ser posteriormente estudiados a la luz de esa clasificación. No habrá, por tanto, un proceso de clasificación posterior al de entrenamiento. Este hecho facilita enormemente el proceso de clasificación, ya que la estructura que se elija como óptima de acuerdo con el procedimiento

algorítmico descrito en el capítulo anterior, será la que proporcione la mejor clasificación posible de los vectores de datos analizados. Estaremos, por ello, en las mejores condiciones posibles para poder extraer las relaciones entre variables antes apuntadas.

Aclarados los aspectos anteriores se puede ya dar el primer paso en la definición de la estructura de la red: determinar su topología. Se ha optado, tal y como ya se ha comentado, por la hexagonal, la ser la más utilizada habitualmente.

El segundo paso consistirá en la determinación del tamaño y disposición (número de filas y columnas) de la red. Se recurrirá para ello al procedimiento descrito en el apartado 4.3.2. De acuerdo con él se partirá de los valores proporcionados por las expresiones (17) y (18), probando diferentes configuaraciones a partir de ellos, de acuerdo con lo descrito en el citado apartado, hasta encontrar la que proporcione la clasificación más eficiente. Será necesario, por tanto, definir una red para cada configuración de tamaño y disposición seleccionada, entrenarla posteriormente y calcular sus correspondientes errores topográficos y de cuantificación.

Las expresiones (17) y (18) han proporcionado una red de M neuronas distribuidas en una malla  $[n_1, n_2]$ . A partir de esta estructura se han probado diferentes tamaños y distribuciones entre la de [10, 10] neuronas y otra de [25, 25]. En la figura 30 se muestran los errores obtenidos con algunas de las estructuras más eficientes. Entre ellas se encuentra, lógicamente, la que ha proporcionado los errores más bajos y que, por tanto, ha sido elegida para proporcionar la clasificación que se buscaba. Como puede apreciarse en la citada figura esa red es la [19, 10].





Una vez obtenida la estructura de la red que proporciona la mejor clasificación es necesario determinar los diferentes parámetros que configuran tanto el proceso de aprendizaje como el de clasificación. Básicamente habrá que definir el tiempo máximo de entrenamiento (T) y las funciones que ajustan la vecindad de cada neurona ( $\alpha$ (t) y  $\sigma$ (t)).

Dada la forma en la que se ha determinado la estructura de la red SOM; por prueba y error, estos parámetros deberán ser definidos a priori para ser posteriormente reajustados a la luz de los resultados que se vayan obteniendo. Así, el tiempo máximo de entrenamiento se fijará para alcanzar una buena clasificación y no consumir un tiempo excesivo de cómputo. En lo que se refiere a los parámetros que ajustan la función de vecindad el procedimiento será análogo: fijar unos valores a priori y ajustarlos posteriormente en función de los resultados que se vayan obteniendo. Solo hay que tener en cuenta que en este caso se trata de funciones (o si se prefiere, de procedimientos, al tratarse de un algoritmo programado) no de valores numéricos.

Dada la complejidad inherente a ajustar a la vez la estructura de la red y los parámetros de funcionamiento neuronal, dado que ambos procesos consisten en una búsqueda por prueba y error, será necesario definir una estrategia que facilite la realización de ambos procesos. Ésta consistirá en ajustar primero los parámetros de funcionamiento de las neuronas con la estructura que proporcione las ecuaciones (17) y (18). Posteriormente se volverán a modificar para algunas nuevas estructuras que vayan mejorando a las ya probadas con el objetivo de comprobar si esa variación en los ajustes al funcionamiento neuronal mejora las prestaciones. Si fuera así se adoptaría la nueva configuración repitiendo el proceso hasta que se compruebe que después de varios intentos no se consigue mejora alguna.

## 5.4 Resultados del SOM.

La forma habitual de trabajar con la redes SOM consiste, como ya se ha señalado anteriormente, en realizar una primera etapa de entrenamiento de la red con una serie de datos elegidos para ese fin en el que no solo se ajustan los pesos de cada neurona de la red para asignar cada uno de los datos disponibles a una clase, definida por una neurona o un entorno, sino que también se busca la estructura que genere la clasificación más eficiente. Una vez realizado este entrenamiento de una manera satisfactoria se puede ejecutar la segunda etapa: la clasificación de datos. En ella se presentarán a la red datos diferentes a los utilizados en el entrenamiento con el objetivo de que ésta los clasifique. Dicho con otras palabras: una vez entrenada la red ésta se dedicará a realizar la tarea para la que se le escogió, clasificar datos, asignando cada uno que se le presente a una de las clases definida en el entrenamiento.

En el presente trabajo, tal y como se ha apuntado anteriormente, la red SOM se ha utilizado de una forma algo diferente: únicamente clasifica un conjunto dado de datos. En realidad, su utilización solo difiere de la forma habitual en que se emplean este tipo de redes en que no se realiza la segunda etapa de clasificación sobre datos diferentes a los del entrenamiento.

Esta forma de proceder viene justificada por el hecho de que no se desea dedicar la red a clasificar datos nuevos que le vayan llegando después del entrenamiento, ya que lo que se busca es encontrar relaciones entre las componentes del vector de entrada con el que se representan los datos a clasificar. Es decir se busca clasificar un conjunto extenso de datos de tal manera que sea posible extraer relaciones entre las variables representadas por los componentes de cada vector de datos.

Para ello es necesario, obviamente, entrenar en primer lugar la red SOM con todos los datos (vectores formados por cada una de las 16 variables medidas o deducidas de que se dispone para caracterizar el proceso biológico estudiado) disponibles, de tal forma que estos queden clasificados en clases (definidas por una neurona o conjunto de neuronas agrupadas en una determinada zona del mapa de salida) que vendrán definidas por los vectores de pesos de cada neurona. Además, hay que tener presente que, teniendo en cuenta que las redes SOM mantienen en el mapa que las representa el ordenamiento topológico de los datos que clasifica, neuronas cercanas deberán tener vectores de pesos parecidos. Es por ello por lo que se ha hablado de asociar neuronas o conjuntos de neuronas a clases.

Una vez realizado ese entrenamiento procede estudiar, a partir de los agrupamientos generados, las características de cada clase para determinar los

valores representativos de cada una de las 16 variables medidas o calculadas que definen a cada clase. Para ello será necesario analizar por separado cada una de estas 16 variables asociándola a cada clase, es decir habrá que representar 16 mapas de salida, uno para cada componente del vector de entrada, de tal forma que en cada mapa se representará el valor del peso asociado a una componente dada del vector de entrada para cada una de las neuronas que forman la red. Se podrá, de esta forma, determinar cuáles son los valores de los vectores de pesos de cada neurona sin más que observar el valor asociado a la misma posición (neurona) de los 16 mapas representados.

Localizando valores similares en zonas parecidas de cada uno de esos 16 mapas se encontrarán relaciones entre las variables representadas por cada uno de ellos (Aguado et al., 2.008).

Para facilitar el trabajo de búsqueda de relaciones se analizará la información siguiendo dos líneas de actuación. Por un lado, se estudiarán los datos correspondientes a variables relacionadas por la naturaleza del proceso biológico. Por otro, se buscarán directamente las relaciones entre variables que surjan del estudio de los mapas obtenidos, con el objetivo de localizar relaciones entre variables no relacionadas directamente en el proceso biológico.

Para la realización del primer análisis será de gran valor la experiencia que se ha ido acumulando a lo largo del tiempo de recogida de datos de la planta real y del estudio teórico de los procesos depurativos.

Hay que señalar que, aunque a primera vista pudiera parecer que ambas acciones se han desarrollado de forma independiente dadas sus diferentes formas de actuación, la realidad es que se ejecutaron de forma coordinada, de tal manera que la experiencia acumulada marcó la dirección de la búsqueda de correlaciones, siendo estas confirmadas y completadas mediante el análisis de los mapas generados por la red SOM.

## 5.4.1 Identificación de patrones e interrelaciones.

Una vez que la red SOM se ha entrenado con los datos disponibles y se ha determinado la estructura que proporciona la mejor respuesta (una red de estructura [19, 10]) se generaron 16 mapas con esa misma estructura (figura 31), estando asociado cada uno de ellos a una de las componentes (variable medida o deducida de los datos recopilados de la planta real) del vector de entrada a la red. En cada mapa se representará en cada posición del mismo el valor de la componente del vector de pesos asociada a la variable definida por el mapa, de tal forma que si selecciona la misma posición de cada uno de los 16 mapas se

obtendrá el vector de pesos correspondiente a la neurona definida por esa posición.

Para facilitar la interpretación de los datos se ha establecido un código de colores que caracteriza a cada variable. Como tanto los datos de entrenamiento como los pesos estaban normalizados al intervalo [0, 1] los valores de todos los pesos han sido desnormalizados para pasarlos a los valores aceptados para cada variable de acuerdo con los intervalos de validez definidos en los diagramas de caja. La escala de colores asociada al rango de valores de cada variable aparece asociada a cada mapa en la gráfica 31. El código de colores empleado ha sido el mismo para todas las variables (solo varían los valores máximo y mínimo de cada una) con el objeto de poder comparar magnitudes diferentes medidas en unidades distintas.

La asignación de códigos de colores a los valores de cada variable se ha hecho para facilitar la búsqueda de coincidencias entre zonas de los diferentes mapas generados. Así, comparando la intensidad de los colores y su distribución en los mapas resulta posible estudiar la correlación entre variables (Aguado et al., 2.008).

Con el objeto de facilitar la identificación de patrones de comportamiento y la subsiguiente definición de relaciones entre variables que faciliten el desarrollo del SGB eficiente que se busca, se van a considerar tres escenarios dentro del proceso depurativo. Esta asunción se basa, como ya se ha señalado anteriormente, en los conocimientos adquiridos en el estudio teórico del proceso y en la experiencia acumulada durante el tiempo que se estuvo analizando la planta para realizar la recogida de datos. Cada uno de estos escenarios define estados del proceso especialmente significativos que marcarán la evolución del mismo. El primero de ellos está basado en la evaluación de las relaciones asociadas al ciclo de aireación-oxidación, el segundo está centrado en el ciclo de no aireación-reducción y el tercero aparece asociado al ciclo de transición de oxidación a reducción.

La búsqueda de las relaciones entre variables se realizará, por tanto, dentro de cada uno de estos escenarios. Por claridad se detallarán en tres apartados diferentes, que se desarrollan a continuación.



Figura 31. Mapas de cada una de las componentes de los pesos asociados a las variables correspondientes del vector de entrada a la red SOM.

## 5.4.1.1 Relación entre variables asociadas al ciclo de aireación-oxidación.

El primer grupo de variables a analizar será el de las relacionadas con el ciclo de aireación-oxidación. Se han considerado ocho en total:

- I. ORP max
- II. T<sup>a</sup>
- III. ORAS
- IV. ORAS arrow
- V. NBP
- VI. NH<sub>4</sub> slope
- VII. OA slope
- VIII. DO elbow

De ellas, las dos primeras son medidas directas, mientras que las seis restantes son calculadas. Se ha optado por no considerar en este grupo de variables el OUR, puesto que, a pesar de medir la velocidad de utilización del oxígeno y poseer un importante peso en la extracción de los datos empleados para el entrenamiento de la red SOM, se ha preferido asociarla al proceso de transición del ciclo de oxidación al de reducción debido a la importancia que tiene en la identificación de esta transición.

Por tanto, en este caso nos va a interesar verificar tanto las relaciones de las variables calculadas con las variables medidas, como sus patrones de comportamiento, buscando, si fuera posible, reducir el número de estas últimas.

De esta forma, analizando los mapas de las componentes correspondientes, es realmente sencillo establecer una relación directa entre la T<sup>a</sup>, ORPmax y NBP, tal como muestra la figura 31.1.





Figura 31.1. Mapas de neuronas de las componentes T<sup>a</sup>, NBP, ORP max.

Los tres mapas muestran una misma distribución en los valores de los pesos neuronales, ya que los valores elevados de estas variables se distribuyen en la zona superior izquierda del mapa. De esta forma, se puede afirmar que estas tres variables muestran una clara relación directa.

Con respecto a la temperatura, se puede afirmar que valores bajos, del orden de 11 °C, implican niveles bajos de oxidación. Sin embargo, como ya se comentó anteriormente, en el clima extremeño predominan temperaturas superiores, por tanto, resulta de mayor interés estudiar la relación en el entorno de temperaturas altas.

Centrándonos, por tanto, en el rango superior de las temperaturas, se puede observar como valores en torno a 26 °C conllevan que los niveles de oxidación alcanzados sean elevados, siendo la magnitud de la oxidación máxima del orden de 177 mV, con unos valores del NBP en torno a 138 mV. De esta relación, llama especialmente la atención los valores de NBP altos correspondientes a cinéticas de oxidación aceleradas por la temperatura.

Teniendo esto en cuenta, se puede concluir que la variable que marca el final de la nitrificación y de la oxidación de la materia orgánica, así como de la asimilación de fósforo en el material celular, esto es, el NBP, alcanza valores altos en régimen de verano, caracterizado por niveles altos de contaminación asociados a caudales por debajo del valor medio.

La afirmación anterior lleva a preguntarse si los sistemas de aireación de la instalación han conseguido llevar a cabo una suficiente y eficiente transferencia de oxígeno. Para resolver esta cuestión convendría el mapa de la variable NBP con los de las variables relacionadas con las potencias de aireación.

Por tanto, resulta de gran interés estudiar también la relación establecida entre el NBP y la pendiente media de subida de oxígeno hasta alcanzar dicho NBP, que en el presente estudio se traduce en el  $NH_4^+$  slope. Para ello se comparan ambos mapas (figura 31.2), apreciándose una clara relación inversa entre dichas variables en base a su distribución.

De esta manera, altos valores de NBP son coincidentes con bajos valores de pendiente  $NH_4^+$  slope, mientras que bajos valores de NBP conllevan altos valores de  $NH_4^+$  slope.



Figura 31.2. Mapas de componentes de las variables NBP y  $NH_4^+$  slope.

Tal como se observa en la figura 31.2, valores de NBP de 138 mV implican valores muy bajos de  $NH_4^+$  slope, ligeramente superiores a 0.001 mg l<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, mientras que valores de NBP bajos o muy bajos se asocian con pendientes de oxidación muy relajadas.

En este caso, queda patente que altas pendientes de nitrificación se asocian a bajas cargas, bien por exceso de lluvias, bien por encontrarse en ciclos nocturnos asociados a inactividad urbana, por tanto estas situaciones no suponen un reto para los sistemas de aireación siendo la oxidación limitada, como demuestran los bajos valores de NBP.

Por el contrario, el hecho de que altos valores de NBP en momentos de alta temperatura impliquen grandes esfuerzos en los niveles de aireación no implica que el proceso no esté equilibrado, ya que será preciso evaluar la relación de este hecho con el nivel de oxígeno alcanzado en la situación que se está evaluando, es decir, estudiar la interacción entre el mapa SOM para bajos valores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> slope con el mapa de DO elbow (figura 31.3). La situación que se está analizando se puede considerar como crítica, puesto que marca el punto óptimo a alcanzar para asegurar una correcta oxidación tanto de la materia orgánica como del amonio afluente, lo que lleva implícito la extrasimilación de fósforo.



Figura 31.3. Mapas de las componentes  $NH_4^+$  slope y DO elbow.

En la figura 31.3 se aprecia que valores bajos de NH<sub>4</sub> slope coinciden con valores de DO elbow medios-altos, en el entorno de 0,7-0,8 mg l<sup>-1</sup>. Queda patente que, a pesar de ser las pendientes bajas, en el entorno de 0.002-0.003 mgl<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, los valores de oxígeno son aceptables, superiores a 0,6 mgl<sup>-1</sup>, y el nivel de oxidación alcanzado alto, medido como ORPmax y NBP, y superiores a 130 mV.

Por tanto, se puede afirmar que el punto óptimo de aireación a alcanzar lo marcan valores altos de NBP, por encima de 100 mV, con valores de DO elbow por encima de 0,5 mg/l, lo que se corresponde con pendientes muy laxas de aireación, asociadas a ciclos de aireación largos en el tiempo. No obsante, y con el objeto de no aportar septicidad al agua, asegurando unos niveles adecuados de oxígeno a alcanzar, se asume la necesidad de introducir un exceso de aire, permitiendo que el valor de oxígeno de la fase de aireación llegue a niveles en torno a 2 mg l<sup>-1</sup>.

Esta sobreaireación no obedece a un incremento del consumo energético, puesto que una vez alcanzados los valores altos de NBP, el valor de oxígeno crece de forma rápida, ya que los procesos de oxidación que restan a la cinética biológica a partir de este punto se basan únicamente en respiración endógena. Así mismo, es preciso extender en el tiempo esta respiración para asegurar una estabilidad suficiente del material volátil del reactor, es decir, para obtener fangos estabilizados en los que el porcentaje de microorganismos no sea superior al 80% del fango biológico total.

Por consiguiente, a pesar de que el parámetro idóneo a considerar es la medida de la pendiente NH<sub>4</sub> slope, se hace necesario incorporar también una medida de la sobreaireación. Para ello, la opción más lógica pasaría por estudiar la relación del NBP con la OA slope, encargada de medir la pendiente de sobreaireción. De la comparación de los mapas de ambas variables, representados en la figura 31.4, se puede concluir que no se establece una relación clara con los niveles de oxidación alcanzados. Se puede apreciar que para valores elevados de NBP la zona correspondiente del mapa de la variable OA slope muestra tanto valores bajos

como altos de su escala. Por tanto no se puede asumir una equivalencia para dicha zona, la cual ya ha sido justificada como la de mayor interés a evaluar. Por el contrario, sí que se puede establecer que la zona derecha de ambos planos supone una relación inversa, lo cual asegura que bajos valores de NBP suponen baja carga, y, por consiguiente, bajos niveles de oxidación, lo que conlleva a fenómenos de sobreaireación.



Figura 31.4. Mapas de componentes para NBP y para OA slope.

Se puede, por tanto, concluir que la OA slope no representa la mejor opción para considerar la sobreaireación debido escasa correlación apuntada. Será necesario, por tanto, busca otra variable que si presente una clara correlación. Con este objetivo se analiza el parámetro ORAS, que engloba a ambas pendientes, esto es, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> slope y OA slope. Tal y como se aprecia en la figura 31.5 aparece una evidente relación inversa con el parámetro NBP, y por tanto con la T<sup>a</sup> y la ORPmax.



Figura 31.5 Mapas de componentes para las variables NBP y ORAS.

Se puede apreciar que valores altos de NBP, es decir, en el entorno de 130 mV, suponen pendientes de aireación bajas, en torno a valores de 0,015-0,1 mgl<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>. Por el contrario, valores bajos de NBP, asociados a baja carga de amonio y materia orgánica, se asocian a pendientes ORAS altas, en el entorno de 0,22 mgl<sup>-1</sup>

<sup>1</sup>h<sup>-1</sup>. De esta forma, se identifica la variable ORAS como la que mejor representa el proceso aireación-oxidación, estableciéndose los valores apropiados para la definición del sistemas SGB.

## 5.4.1.2 Relaciones entre variables asociadas al proceso de no aireaciónreducción.

Para la caracterización del proceso de no aireación-reducción se van a evaluar seis variables, de las cuales tres serán mediadas, las primeras de la lista siguiente, y tres calculadas, las restantes:

- I. ORP min
- II. t<sub>off</sub>
- III. t<sub>dn</sub>
- IV. knee
- V. ORP arrow
- VI. ORP slope

Al igual que en el caso anterior, se van a verificar las relaciones que impone el propio proceso de no-aireación, pudiéndose observar una relación directa entre el parámetro knee y los tiempos de paro de los sistemas de aireación y tiempos de desnitrificación, tal y como se pone de manifiesto en la figura 31.6.



Figura 31.6 Mapas de componentes para "knee",  $t_{off}$  y  $t_{dn}$ .

Analizando los tres mapas representados queda patente que el tiempo de parada de los sistemas de aireación y el tiempo de desnitrificación presentan una clara

relación directa, tal como era de esperar. Si bien, teniendo en cuenta que el tiempo de parada de los sistemas de aireación incorpora el período de transición de régimen aerobio a régimen anóxico/anaerobio que exige el sistema biológico para comenzar a desnitrificar y eliminar fósforo, queda patente que dicho tiempo de transición, independientemente de los procesos de reducción, se puede considerar invariable y constante, del orden de diez minutos. Es esta conclusión realmente interesante, puesto que nos permite trabajar con el ajuste de tiempos de reducción en la definición del sistema SGB.

En cuanto a la relación de los tiempos de reducción con la variable knee, que marca la transición entre el proceso de desnitrificación y la primera fase del proceso anaerobio de eliminación biológica de fósforo, se observa una relación inversa, en la cual se puede apreciar que valores bajos para la rodilla, en el entorno de -20 mV, se relacionan con tiempos altos.

Por otro lado, resulta imprescindible estudiar la relación de dichos tiempos de paro con la velocidad de desnitrificación, definida por la variable ORP slope, entendiendo que este proceso, por su propia cinética, es el que más lento se produce una vez iniciado el ciclo de paro. Para ello, se comparan los mapas correspondientes a la variable  $t_{dn}$ , puesto que ya quedó patente que el tiempo de transición es constante, con el de la componente ORP slope.



*Figura 31.7 Mapas de componentes para t<sub>dn</sub> y ORP slope* 

En la figura 31.7 se presentan los correspondientes mapas, observándose una relación inversa entre las variables mostradas. De esta manera queda patente que tiempos de desnitrificación bajos, en torno a 30 minutos, están asociados a pendientes de desnitrificación rápidas, del orden de 9,2 mV h<sup>-1</sup>. Por contra, aquellos casos en los que la pendiente de desnitrificación es baja, del orden de 1,4 mV h<sup>-1</sup>, los tiempos de desnitrificación se incrementan a valores máximos, en torno a los 140 minutos. Es decir, la pendiente de desnitrificación nos permite establecer que en aquellos casos en los que este proceso es rápido el tiempo necesario para completar la reducción de nitratos es bajo. Por el contrario, si el proceso es lento, los tiempos de desnitrificación se alargan.

Por otro lado, será preciso determinar también si las circunstancias señaladas están relacionadas con una falta de materia orgánica. Para ello se va a estudiar la relación entre la ORP slope y la variable que mide la falta de materia orgánica para desnitrificar, esto es, el ORP arrow.



Figura 31.8 Mapas de componentes para el ORP slope y el ORP arrow.

La relación entre los mapas de ambas variables se puede estudiar en la figura 31.8. En ella se puede apreciar una clara relación inversa, en la que una baja pendiente de desnitrificación implica valores altos de ORP arrow, es decir inhibición del proceso, de ahí que el tiempo de desnitrificación sea alto. Sin embargo, para aquellos casos en los que la inhibición es baja, es decir, ORP arrow en torno a 1.5, la pendiente de desnitrificación es alta, siendo igualmente los tiempos de desnitrificación bajos.

Por tanto, se puede finalizar este apartado estableciendo que la variable que va a gobernar y definir el período de reducción es la variable ORP arrow.

Finalmente hay que señalar que la variable ORP min no ha sido analiza ya que su variación no ha mostrado una relación clara con el resto de variables consideradas en el presente apartado.
### 5.4.2 Relaciones asociadas a los procesos de transición.

Para concluir el análisis de los mapas de variables se analizarán las correspondientes a la transición del proceso de oxidación al de reducción, siendo dos las empleadas y ambas calculadas:

- I. OUR
- II. ORP meseta

Por tanto, para este caso, se va a estudiar directamente la relación entre los mapas de dichas variables, mostrado en la figura 31.9.



Figura 31.9 Mapas de componentes para las variables OUR y ORP meseta.

En ella se observa que valores altos de ORP meseta, en torno a 3,6 mV h<sup>-1</sup> corresponden con valores de OUR bajos, del orden de 5,5 mg l<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, estando en las cercanías a los valores de respiración endógena del fango. De esta forma, queda patente que en aquellos casos en los que el proceso de oxidación se prolonga en exceso, siendo escasa la materia orgánica en la transición, tal como muestra la baja velocidad de utilización de oxígeno (OUR) que se mide en el período de transición, la ORP meseta será positiva y relativamente alta. En consecuencia, la transición se llevará a cabo de forma lenta, puesto que es preciso que el proceso de reducción comience a imponer pendientes negativas. De esta forma, para valores de OUR en el entorno de 8-9 mg l<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, los valores de meseta correspondientes son negativos, siendo estos los valores óptimos para alcanzar una transición rápida de reducción a oxidación.

A partir de esta observación queda clara la importancia de estudiar los valores de OUR óptimos para la transición, por lo que será esta la variable representativa de este proceso.

# 5.4.3 Relación de las variables seleccionadas con los índices de rendimiento del proceso.

Una vez evaluadas las relaciones más significativas entre las 16 componentes del vector de datos (relaciones entre las variables medidas y deducidas) se ha puesto de manifiesto que son tres las que aparecen como más representativas a la hora caracterizar el proceso de alternancia de ciclos de aireación/no aireación y, por tanto, para la definición del sistema SGB. Concretamente son:

- 1. Variable del proceso de oxidación: ORAS.
- 2. Variable de transición oxidación-reducción: OUR.
- 3. Variable de reducción: ORP arrow.

Dado que el objetivo último del presente trabajo es la mejora de los rendimientos en la eliminación de contaminantes en las aguas residuales, sería muy interesante estudiar la relación entre estas tres variables y la disminución en las concentraciones de nitrógeno y fósforo. Además, la identificación de una relación directa entre los valores de estas variables y el rendimiento en la eliminación de esas sustancias representaría un aval para su elección como variables representativas del proceso, probando, de paso, la solidez del método empleado para seleccionarlas.

Con este objetivo se compararán los rendimientos en la reducción de nitrógeno y de fósforo, obtenidos en la planta real durante el periodo de tiempo en el que se monitorizó su funcionamiento, con las variables ORAS y ORP arrow, consideradas como las variables dominantes en los ciclos de oxidación y reducción, por un lado y con la OUR, asumida como la dominante en el proceso de transición, por otro.

Para evitar la representación de un alto número de datos se ha optado por mostrar los rendimientos medios de cada quincena, teniendo en cuenta que el seguimiento que se realizó en la planta real fue semanal en lo que a eliminación de nutrientes se refiere, trabajándose con muestras compuestas de 24 horas. Para el caso de las variables analizadas se han mostrado igualmente sus valores medios quincenales.

La comparativa se muestra en la figura 32 para las variables ORAS y ORP arrow frente a las tasas de eliminación del nitrógeno (a) y del fósforo (b) y en la figura 33 para la correspondiente a la OUR y ambos contaminantes. Un análisis rápido de ambas gráficas permite apreciar una cierta variación estacional de las relaciones, asociada al efecto que tienen los períodos húmedos en los procesos biológicos de reducción del contenido de nitrógeno y fósforo.



Figura 32. Rendimiento de la remoción de nutrientes, nitrógeno en (a) fósforo en (b), frente a los parámetros ORAS y ORP arrow.

Un análisis más detallado de las gráficas de la figura 32 pone en evidencia que el rendimiento en la eliminación de nitrógeno y fósforo se incrementa a medida que el ORAS decrece y el ORP arrow se incrementa. Así, cuando el ORAS alcanza valores de 3 mg  $L^{-1}$  h<sup>-1</sup> y el ORP Arrow se encuentra en torno a un valor de 7  $L^{-1}$  h<sup>-1</sup> el rendimiento en la eliminación del nitrógeno alcanza valores en torno al 90%, obteniéndose para el caso del fósforo tasas de hasta el 80% de eliminación.

Para esclarecer este comportamiento es preciso tener en cuenta que cuanta mayor duración tenga la fase aerobia, esto es, menor sea el valor del ORAS, la transformación de amonio en nitratos es más completa, la oxidación de materia orgánica es más efectiva y la absorción del fósforo en el material celular asociado a las bacterias PAO se optimiza, pudiéndose afirmar, por tanto, que el proceso de oxidación se ha vuelto más eficiente.

Por otro lado, como ya se ha señalado, en estas circunstancias el valor del ORP arrow se ve también incrementado. Será necesario, por consiguiente, esclarecer si este incremento del ORP arrow se asocia con la inhibición de los procesos de reducción por falta de materia orgánica. Para ello será preciso analizar también el valor de la variable que marca la transición de regímenes para poder llegar a una conclusión.

Ese estudio se puede realizar en la figura 33, en la cual se puede observar que en la región donde se miden los valores más altos el ORP arrow, que se corresponden a los tres últimos trimestres del año, el valor de OUR, representativo de la transición de oxidación a reducción, es bajo, en torno a 7,5 mg l<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Esto significa que la materia orgánica disponible para nitrificar y extra-asimilar el fósforo es suficiente, lo que implica la obtención de rendimientos altos en la remoción del nitrógeno y el fósforo.

Se puede concluir, por tanto, que los valores de ORP arrow medidos no se asocian a procesos de inhibición, si no que, por el contrario, se trata de valores óptimos para llevar a cabo un proceso de desnitrificación a una velocidad suficiente para terminar con el nivel de nitratos del medio, de manera que la transición al régimen anaerobio se optimiza, permitiendo llevar a cabo la primera fase del proceso de eliminación biológica del fósforo.



Figura 33. Rendimiento de remoción de nutrientes frente al parámetro OUR.

Por otro lado, puede también observarse en la figura 32 que para valores medios de ORAS, en torno a 7 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, y bajos de ORP arrow, en torno a 4, el rendimiento en la eliminación del nitrógeno decrece para situarse en torno a un 60%, mientras que para el fósforo total se establecen rendimientos del orden del 40%. Analizando la misma región en la figura 33 se encuentran valores del OUR en el entorno de 5 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Esta situación, como ya se ha mencionado, coincide con el periodo húmedo (los tres primeros meses del año), es decir, con una situación de altas cargas de caudal con bajas concentraciones de materia orgánica, nitrógeno y fósforo y baja temperatura del agua.

Se puede, por tanto, concluir que valores altos de ORAS vienen asociados a oxidaciones rápidas, puesto que las cargas están muy diluidas, de manera que el OUR de transición es bajo debido de la baja carga de materia orgánica que aporta el afluente. En lo que al proceso de reducción se refiere, se ha mostrado que en estas condiciones el ORP arrow decrece. Este hecho podría asociarse a situaciones de materia orgánica suficiente, lo cual no concuerda con la época húmeda. La explicación a esta circunstancia se encuentra en que el nivel de nitratos generados es inferior, y, por tanto, la desnitrificación es rápida y con una menor necesidad de materia orgánica, dando lugar a un valor bajo del ORP arrow.

A pesar de este hecho, los rendimientos mostrados en este período son menores a los del resto del año, asociándose a problemas de cinética biológica. Las bacterias autótrofas encargas de nitrificar, así como las bacterias PAO encargadas de almacenar fósforo, son lavadas del sistema ante choques hidráulicos, los cuales reducen los tiempo de residencia bacteriano del sistema, reduciéndose el rendimiento general de la eliminación de nutrientes. Igualmente es preciso tener en cuenta el efecto de menores temperaturas en las épocas consideradas, una situación que ralentiza el metabolismo bacteriano, haciendo necesarios mayores tiempos de residencia para alcanzar rendimientos similares a los de la época cálida.

Se puede concluir, por tanto, que el análisis de las variables ORAS, ORP arrow y OUR está intimamente relacionado con los rendimientos de reducción de nitrógeno y fósforo. Así mismo, se ha comprobado también una fuerte dependencia de estos parámetros con la estacionalidad, concretamente con la situación de periodo húmeda o periodo seco.

Por todo ello será necesario realizar el análisis clúster antes señalado con el objeto de esclarecer estas relaciones y de determinar si las variables medidas pueden ser agrupadas en base a la estacionalidad. En ese sentido se buscará también definir patrones que permitan generar la base de conocimiento a partir de la cual generar el SGB que se busca definir para obtener un controlador supervisor.

## 5.5 Resultados del análisis clúster.

Tras el estudio de los mapas representativos de las componentes de los vectores de pesos asociados a la red SOM, no sólo ha quedado de manifiesto la importancia de tres de esas componentes (que representan a tres variables medidas o deducidas de los datos recopilados), una asociada al proceso de oxidación, otra a la transición de oxidación a reducción y la última al proceso de reducción, sino que ha quedado también patente la relación de sus valores con la estacionalidad anual, afectando a los rendimientos depurativos. Por tanto, resulta preciso buscar los patrones de influencia de dicha estacionalidad en los datos analizados y, por tanto, en la topología de la red SOM. Para ello se aplicará un análisis k-means sobre el mapa de neuronas de salida del SOM. En este caso se realizará sobre el total de las 16 variables, para favorecer la interpretación de dichos patrones de comportamiento, siendo el resultado final evaluado con respecto a las tres variables más representativas del sistema.

Una vez que se ha decidido la realización de un análisis clúster, el primer paso a dar es la selección del número de éstos que se va a emplear. Para ello, en este caso concreto, se ha optado, como ya se apuntó anteriormente, por el empleo de dos criterios diferentes.

El primero de ellos será el análisis del índice Davies-Bouldin (DB), con el objeto de evaluar la compacidad de los clúster mediante el empleo de distancias euclídeas, de manera que la dispersión en cada clúster será menor cuanto menor sea este índice.

El segundo criterio a emplear es el cálculo de la silueta, y su representación, ya que va a permitir evaluar la asignación de los datos en cada clúster. Por norma, los valores de las observaciones en la silueta estarán comprendidos entre +1, esto es, observaciones asignadas a un clúster correcto, y -1, observaciones asignadas a un clúster erróneo, de manera que si el valor de la silueta está en el entorno de cero indicará que la asignación de las observaciones se encuentra en la frontera de dos clústeres. Por tanto, será seleccionado el número de agrupamientos con mayor valor medio de silueta.

Se han calculado ambos índices para distintos números de clústeres sobre la salida de la red SOM, representándose en la figura 34 los valores obtenidos.



Figura 34. Valores del índice Davies-Bouldin y del coeficiente medio de silueta en función del número de clústeres.

De acuerdo con los datos que aparecen en esa figura, queda patente que el criterio del índice de DB establece cinco clúster como resultado mejor, sin embargo, el criterio de la silueta establece cuatro, por tanto, será necesario interpretar estos valores para determinar cuál de ellos es la mejor opción. En principio, la selección de cinco clústeres permite asegurar que dichos conjuntos van a ser compactos, perfectamente separados unos de otros, es decir la macrosestructura del agrupamiento será correcta, ahora bien, no hace referencia a la microsestructura de cada uno de ellos. Para poder analizar esta última característica será necesario visualizar las siluetas obtenidas. Analizando también las correspondientes al agrupamiento en cuatro clústeres se podrá determinar si el de cinco es definitivamente la mejor opción.

La figura 35 muestra las siluetas correspondientes a ambos agrupamientos, quedando patente que la asignación errónea de observaciones en el caso de cinco clúster en superior al de cuatro. Este hecho pone de manifiesto que la opción de cinco agrupamientos, aun contando con un índice DB mejor, no consigue superar a la de cuatro al generar más clasificaciones erróneas. Se concluye, por tanto, que la mejor opción es la de cuatro clústeres.



Figura 35. Representación de la silueta para los casos de cuatro y cinco clústeres.

Una vez que se ha seleccionado el número óptimo de agrupamientos de las neuronas del mapa de salida se puede ya representar cómo queda esté en la red SOM (figura 36). Para caracterizar adecuadamente a cada clase será necesario definir el centroide que representa a cada una de ellas y que vendrá dado por el vector de pesos de la neurona correspondiente. Sus valores se detallan en la tabla 28.



Figura 36. Representación del agrupamiento en cuatro clústeres del mapa de neuronas de salida.

	Knee mV	OUR mg l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	ORP arrow -	ORP max mV	ORP min mV	t <sub>off</sub> h	t <sub>dn</sub> h	ORAS mg l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>
C1	-20.60	12.33	12.51	154.66	-49.91	100.57	90.89	0.03
C2	-5.14	7.38	8.29	147.52	-45.83	56.04	40.94	0.07
C3	-19.70	8.22	28.91	81.08	-52.76	53.33	38.86	0.17
C4	-24.92	7.05	1.22	98.40	-51.69	53.19	44.75	0.09
	T ℃	OD arrow -	OD elbow mg l <sup>-1</sup>	NBP mV	NH₄ slope mg l <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	OA slope mg l <sup>-1</sup> h <sup>-1-</sup>	ORP meseta mV h <sup>-1</sup>	ORP slope mV h <sup>-1</sup>
C1	22.22	189.67	0.26	116.80	0.01	0.11	-0.79	2.77
C2	21.47	177.58	0.55	94.78	0.02	0.17	-0.20	5.95
C3	13.43	105.91	0.40	-1.04	0.07	0.28	0.24	4.45
C4	14.29	93.84	0.45	31.71	0.03	0.19	-0.10	4.18

A la vista de los datos representados en esa tabla, y atendiendo a la variable temperatura que define la estacionalidad del sistema, se puede afirmar que tenemos dos clústeres asociados a período seco, C1 y C2, esto es, valores de contaminación muy concentrados en un caudal reducido, y dos clúster asociados a período húmedo, C3 y C4, correspondientes a valores de contaminación diluidos en un gran caudal.

Para dar sentido a la clasificación realizada será necesario interpretar los valores de las variables que definen a cada uno de los clústeres obtenidos asociándolos a un determinado comportamiento de la cinética del proceso depurativo. En otras palabras, habrá que deducir cómo se comporta el sistema a partir de los valores

representativos de cada centroide. Para facilitar el trabajo ese análisis se realizará siguiendo el agrupamiento en los dos bloques estacionales apuntado:

### I. Periodo seco.

Se puede afirmar que el clúster C2 corresponde a un comportamiento correcto de la EDAR durante el período seco.

Sin embargo, el C1 caracteriza a un proceso de SOBRECARGA ORGÁNICA, en el que el parámetro ORAS es muy bajo, es decir, el período de oxidación ha sido extenso en el tiempo y con dificultades para elevar la concentración de oxígeno en el reactor. A pesar de ello, la materia orgánica remanente es muy alta, puesto que la variable que marca la transición oxidación-reducción, esto es, el OUR, presenta un valor elevado con respecto a los valores estándares. Igualmente, como corresponde a un periodo de oxidación largo, la generación de nitratos, asociada a un choque de nitrógeno amoniacal, es excesivamente alta, como marca el valor de NBP, de manera que se incrementa el valor ORP arrow, que es superior al valor marcado como óptimo, lo cual supone, no un descenso en la velocidad de desnitrificación, sino un exceso de nitratos.

Por tanto, la conclusión principal para este caso es que se han definido un clúster de funcionamiento estándar, C1, y un clúster asociado a choques orgánicos típicos del período seco, C2. Los valores correspondientes a las tres variables elegidas tras el análisis SOM como representativas del proceso depurativo se presentan en la tabla 28.1 para ambos casos.

CLÚSTER	DENOMINACIÓN	ORAS	OUR	ORP arrow
		mg l⁻'min⁻'	mg l⁻'h⁻'	-
C1	SOBRECARGA ORGÁNICA	0,03	12,33	12,51
C2	FUNCIONAMIENTO ÓPTIMO	0,07	7,38	8,29

II. Periodo húmedo.

A la vista de los datos representados en la tabla 28 se puede afirmar que el clúster C4 representa el normal funcionamiento del proceso en época húmeda.

Por el contrario, el clúster C3 vendría asociado a un proceso de SOBRECARGA HIDRÁULICA. Analizando los datos correspondientes queda patente que este clúster viene caracterizado por un valor alto del ORAS, que apunta a una carga de contaminantes excesivamente diluida en el caudal de entrada. El resultando de ello es que el umbral de referencia de parada de los sistemas de aireación se alcanza con gran rapidez. En consecuencia se genera una tasa de aumento de la concentración de oxígeno alta para el proceso de oxidación. No obstante, la sobrecarga hidráulica implica una rápida reposición de materia orgánica en el caudal, lo cual explica que en el proceso de transición de oxidación a reducción, el OUR presente valores superiores a los obtenidos para el clúster C2. Sin embargo, el exceso de caudal limita la acción de las bacterias nitrificantes, de manera que la generación por falta de aceptor de electrones, como marca el ORP arrow. No obstante, el tiempo de desnitrificación en este caso es realmente bajo.

En referencia al clúster C4, caracterizado como funcionamiento estándar en período húmedo, hay que señalar que el valor del ORAS es más bajo que en el caso de sobrecarga hidráulica, es decir, el tiempo de oxidación es superior, favoreciendo en gran medida la generación de un mayor nivel de nitratos y teniendo un escaso efecto sobre las bacterias nitrificantes, ya que el caudal aunque alto, no es excesivo. De esta manera, la materia orgánica disponible en la transición es menor, aunque la tasa de reposición por mayor caudal permite que la inhibición en el proceso de reducción sea mínima, como muestra el ORP arrow. Los valores del resto de variables avalan estas afirmaciones.

Tal y como se hizo para el caso anterior, los valores correspondientes a las tres variables más representativas del proceso depurativo se presentan en la tabla 28.2 para el periodo húmedo.

#### Tabla 28.2 Caracterización de la época húmeda.

		ORAS OUR		ORP arrow	
OLOGIER	DENOMINATION	mg L <sup>-1</sup> min <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	-	
C3	SOBRECARGA	0,17	8,22	28,91	

	HIDRÁULICA			
C4	FUNCIONAMIENTO ÓPTIMO	0,09	7,05	1,22

Como conclusión se puede afirmar que se han identificado los comportamientos óptimos tanto en período seco (bajo caudal y alta carga) como en período húmedo (alto caudal y baja carga). Igualmente se han identificado las situaciones anómalas en ambos períodos, caracterizadas por la sobrecarga orgánica y la sobrecarga hidráulica. A partir de estas conclusiones y de toda la información que se ha ido obteniendo hasta llegar a estos resultados estamos ya en condiciones de definir el sistema de gestión biológica, SGB, que se pretendía obtener y a partir del cual generar un sistema de supervisión inteligente que integre la información extraída y permita hacer evolucionar al sistema hacia un funcionamiento óptimo.

# 6 CONTROL SUPERVISOR BASADO EN SENSORES DE BAJO COSTE

# 6.1 Introducción.

El control inteligente de la materia orgánica basado en ciclos alternados de aireación/no aireación ha demostrado su eficacia tanto en el incremento de los rendimientos de eliminación de nutrientes, como en la mejora energética del sistema depurativo (Martín de la Vega et al., 2.013). Igualmente, el dotar de inteligencia a este tipo de controlador ha permitido gestionar la materia orgánica en las plantas sobredimensionadas (Martín de la Vega et al., 2.014), que como ya se ha puesto de manifiesto, es uno de los grandes problemas que sufren las pequeñas y mediadas depuradoras de la Comunidad Extremeña.

Ahora bien, el control de ciclos alternados presentado en ambos trabajos, que fue definido como un SGB de la materia orgánica, presenta dos grandes limitaciones. Ambas están asociadas a aquellos casos en los que la materia orgánica disponible en el reactor es deficiente (en general, valores de SAC por debajo de 40 m<sup>-1</sup>, que

implican una cantidad de materia orgánica disuelta muy baja, como se puede apreciar en la figura 37 Dichas limitaciones detallan a continuación.

1. Necesidad de alcanzar un umbral fijo una vez que el sistema de aireación se pone en marcha, el cual se estableció en 2 mg  $L^{-1}$ , considerando que dicho valor permitía asegurar una ntrificación completa,. Este hecho, como se la figura 37, conlleva momentos de sobreaireación, aprecia en principalmente en la época húmeda, que se manifiesta en la inercia del máximo de oxígeno, muy por encima del umbral de 2 mg L<sup>-1</sup>. En estas condiciones, las cargas de entrada presentan un bajo contenido en materia orgánica biodegradable, limitándose en gran medida la eliminación de nitrógeno y fósforo, tal y como se puede deducir por el alto valor de la ORP arrow que se muestra en la figura 37. Por tanto, serán las bacterias heterótrofas ordinarias las que reduzcan el contenido en materia orgánica en su metabolismo aerobio, limitando la disponibilidad de materia orgánica en el período de no aireación. Como consecuencia, el proceso no es capaz de alcanzar potenciales de reducción adecuados, no llegándose a la rodilla (knee) en el perfil de potencial redox. Así, los rendimientos son discretos en lo que a eliminación de nutrientes se refiere, ya que no se alcanza la fase anaerobia de eliminación biológica de fósforo puesto que el proceso de desnitrificación se verá afectado por la falta de una fuente de materia orgánica que haga las veces de donador de electrones.



Figura 37. Comportamiento del control de ciclos alternados frente a situaciones de baja materia orgánica en la entrada.

2. Necesidad de alcanzar un umbral fijo de potencial redox una vez que se inicia el ciclo de no aireación, fijándose en -50 mV con objeto de asegurar un

rango de anoxia/anaerobiosis suficiente. Este umbral es limitante, al igual que en el caso anterior, ante situaciones de falta de materia orgánica, ya que se extenderá dicho ciclo en el tiempo, acumulándose amonio en el medio biológico por entrada del afluente, y afectando a la reducción de fósforo por acortar el período en el estado anaerobio.

Con el objeto de optimizar ese control del proceso se han estudiado y definido las nuevas variables obtenidas en el capítulo anterior, las cuales han sido evaluadas en base a su relación con los procesos de reducción del contenido de materia orgánica y nutrientes en el agua residual.

A partir de ellas se definirá un sistema de gestión biológica con un cierto nivel de inteligencia, que hace las veces de control supervisor. La función de dicho controlador será la de chequear el sistema, identificar el estado en el que se encuentra el proceso y modificar los umbrales limitantes a valores óptimos.

Ahora bien, es preciso indicar que la supervisión hay que realizarla siempre durante un período de tiempo inferior al tiempo de retención hidráulico (TRH) del sistema, o lo que es lo mismo, el tiempo que los componentes disueltos (materia orgánica rápidamente biodegradable, amonio y fósforo) pueden permanecer en el sistema depurativo. De esta manera, estamos asegurando que identificamos el problema actual, contando con capacidad para actuar sobre el mismo. Este hecho supone una de las principales razones por las que el control supervisor supone una gran mejora para los procesos de aireación prolongada en configuración de dique de oxidación de la Comunidad Extremeña, y por extensión de la totalidad de dichos procesos implantados, ya que, por definición cuentan con TRH de diseño alto, a lo que se le suma el hecho de que padecen problemas de sobredimensionamiento, como se ha mostrado en el caso extremeño, por lo que los tiempos de retención son aún más elevados, contándose con un tiempo de adquisición de datos suficiente para realizar varios procesos de supervisión en un ciclo de eliminación del material disuelto.

El SGB supervisor que se ha desarrollado se encargará de chequear el estado del proceso depurativo dentro de un TRH y adaptará las condiciones de funcionamiento del control de ciclos de aireación/no aireación instalado en la planta real monitorizada en el presente trabajo y que ha demostrado su eficiencia en el control del proceso en condiciones normales de funcionamiento. Este último control, al estar ya instalado, se asumirá como control base del proceso, estando subordinado al SGB que se pretende desarrollar. No obstante algunas de sus premisas de funcionamiento han sido modificadas de acuerdo con la experiencia acumulada en el presente trabajo con el doble objetivo de mejorar sus prestaciones y hacerlo compatible con el control supervisor desarrollado. Estas

modificaciones serán convenientemente comentadas en cada caso a lo largo del análisis que se realizará a continuación.

Una vez definido el SGB supervisor, será testado en un módulo de pruebas experimental, construido a tal efecto, con capacidad para reproducir los TRH de la instalación de la EDAR de La Albuera (la estudiada en el presente trabajo).

Este módulo de pruebas cuenta con sensores de oxígeno y redox, los cuales llevan a cabo el control de base sobre la bomba de aireación, e igualmente se ha introducido un medidor de aire en la línea de suministro del mismo al cultivo. Se han definido dos interfaz hombre/máquina, uno a efecto de gestionar el módulo de pruebas, soportado por una CPU, y otro con objeto de hacer visible el módulo supervisor, instalado sobre otra CPU que se conecta vía TCP/IP (Transport Control Protocol/Internet Protocol) al módulo de pruebas.

Al crear un interfaz al módulo supervisor se ha generado un programa que puede ser aplicado sobre cualquier EDAR, de manera que cargando los datos de sensores al mismo, éste tenga capacidad para diagnosticar el estado del proceso depurativo, aportando unas consignas de control óptimas para la mejora del sistema.

De esta forma, el presente capítulo se organizará en dos grandes bloques, uno destinado a describir la estructura del control base y del supervisor (estudiados por separado en dos apartados diferentes) y otro destinado a describir la estructura del módulo de pruebas y su comunicación con el programa supervisor (analizado en un solo apartado).

### 6.2 Arquitectura del control SGB base.

En la figura 38 se muestran los tres niveles de control con los que contará el SGB que se plantea, en la cual se aprecia el control supervisor englobando los dos niveles que componen el control base.

Tal y como puede apreciarse en la figura, el control base, el cual ya fue definido como un SGB, da prioridad a la oxidación de materia orgánica, por ser el contaminante de mayor peso en las aguas residuales urbanas, limitando dicha oxidación al valor de aireación equiparable al autoconsumo de microorganismos por respiración endógena. De esta manera, en el control base se parte de un primer nivel controlado por el sensor oxígeno, actuando principalmente sobre el arranque y la potencia del sistema de aireación.

CONTROL SUPERVISOR → OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO EFICIENCIA ENERGÉTICA	) Y
CONTROL DEL POTENCIAL REDOX → REDUCCIÓN DEL CONTENID EN NUTRIENTES	
CONTROL DE OXÍGENO → REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA	

Figura 38. Esquema de los niveles de control de los módulos de pruebas.

En este primer nivel, una vez el controlador detenía los sistemas de aireación, se llevaba a cabo la medición del parámetro OUR. Para ello, en el SGB empleado en la planta real que ha proporcionado los datos con los que se han podido extraer las realciones entre variables se definían dos instantes de tiempo en los que se registraba el nivel de oxígeno, calculando el OUR como la pendiente de caída de oxígeno entre dichos instantes, definidos como el tiempo en el que el oxígeno caía al 80 % y al 40% del valor fijado como umbral. De esta manera, el cálculo de dicho parámetro no tenía en cuenta la influencia de los procesos de difusión de oxígeno una vez parados los sistemas de aireación, llegando éste, en situaciones de sobreaireación, a valores muy superiores a los del umbral de 2 mg L<sup>-1</sup>. Por tanto, con objeto de asegurar que el OUR será calculado siempre en relación al máximo valor de oxígeno alcanzado, en el SGB instalado en el módulo de pruebas, se han modificado los instantes de tiempo de registro de O<sub>2</sub> a valores comprendidos entre

el 40 y el 80 % de dicho máximo, siendo ésta una de las mejoras que se han introducido en el presente trabajo al control de base. El hecho de asumir el 80 y el 40 % radica en razones cinéticas puesto que en aquellos casos en los que la concentración de oxígeno sea baja, la cinética se relentiza, de manera que la pendiente de caída se transforma en una curva logarítma perdiendo su linealidad.De acuerdo con el valor del OUR se tomaba la decisión de pasar al segundo nivel de control del proceso, o bien, continuar oxidando materia orgánica, siendo este punto el crítico en los procesos de sobreaireación y, por lo general, de crecimiento excesivo de bacterias filamentosas generadoras de espumas en la superficie de los reactores.

El valor del OUR en el punto de medición definido engloba, por norma, la oxidación de materia orgánica lentamente biodegradable y los procesos de respiración endógena, teniendo en cuenta la oxidación remanente de materia orgánica rápidamente biodegradable únicamente en aquellos casos en los que se está produciendo un vertido biodegradable.

De esta forma, en aquellos casos en los que la materia orgánica lentamente biodegradable y la respiración endógena son los principales procesos de oxidación, el sistema no requerirá volver a airear y se dará prioridad al segundo nivel de control. Con ello, se evita un exceso de oxígeno que no será aprovechado, puesto que la cinética de oxidación se centrará en la hidrólisis enzimática para acabar con la materia lentamente biodegradable.

Ahora bien, resulta muy interesante que en el punto de transición de régimen de oxidación a reducción se pueda evaluar la tendencia de consumo de nitratos, puesto que los sistemas sobredimensionados tienden a almacenar nitratos en los reactores por efecto de la sobreaireación. Por tanto, en el módulo de pruebas experimental se ha incorporado una segunda mejora con respecto al SGB de base instalado en la planta real, con el objeto de evaluar la capacidad de almacenamiento de nitratos.

Por tanto, resulta preciso detectar y solventar dicha sobreaireación en el control base, para lo cual, en el presente trabajo se ha definido un nuevo parámetro, complementario del OUR, que se ha denominado como NOUR (Nitrate & Oxygen Uptake Rate), que medirá la pendiente en el perfil redox entre los mismos instantes en los que se ha calculado el OUR, evaluando si la tendencia a aceptar electrones es más afín al  $NO_3^-$  o al  $O_2$ , es decir, evaluando si en el período de transición el reactor está consumiendo nitratos, lo que implica un NOUR negativo, o, por el contrario, la tendencia es a acumular nitratos, lo que supone un NOUR positivo. La expresión de este nuevo parámetro es:

$$NOUR = \frac{ORP_{40max02} - ORP_{80max02}}{t_{80max02} - t_{40max02}}$$
(32)

Si en la transición de oxidación a reducción, es decir, desde que los sistemas de aireación se detienen y se agota el oxígeno, la pendiente del NOUR es positiva, queda patente que el sistema se encuentra en estado de acumular nitratos en el reactor, tal y como se muestra la figura 39. Ahora bien, este hecho puede derivar de un choque de amonio a la entrada o bien de un proceso de sobreaireación, siendo necesario discriminar entre ambas situaciones mediante la medición de la pendiente de caída de oxígeno, esto es, del OUR.

Si bien, es de vital importancia tener en cuenta que el parámetro NOUR ha sido definido como una mejora al control base, no siendo considerado en el análisis SOM por tratarse de un nuevo parámetro, medido en el mismo instante que el OUR, pero en la curva de potencial redox, por tanto, no se ha considerado como un valor de caracterización del sistema.



Figura 39. Perfiles de oxígeno, potencial redox y nitratos obtenidos de los sensores instalados en la EDAR de La Albuera, en los que se muestra la situación de NOUR positivo y OUR menor que el umbral.

En aquellos casos en los que el NOUR sea negativo, la tendencia es la de reducir nitratos, por tanto, en la transición de oxidación a reducción, o bien se está produciendo un alto contenido en materia orgánica biodegradable, o bien se está produciendo sobreaireación. La sobreaireación se detecta al medir unos valores de OUR inferiores al umbral aplicado, iniciándose en ese caso un ciclo de no aireación.

Ahora bien, a la vista de los datos representados en el figura 40, en aquellos casos en los que el OUR era superior al umbral, el control SGB base optaba por volver a iniciar un ciclo de aireación, provocando que la tendencia a reducir nitratos se perdiera y se acumularan en el reactor, de manera que se corría el riesgo de aportar un alto contenido en nitratos a los sistemas de decantación, con la consecuente problemática de desplazar la desnitrificación a dichos decantadores, corriendo los riesgos asociados bien al levantamiento del manto de fangos por desnitrificación incontrolada, bien de escape de nitratos por el efluente. Igualmente, una vez iniciado de nuevo el ciclo de aireación, la acumulación de nitratos era tal, que el subsiguiente ciclo de no aireación se extendía en gran medida en el tiempo, provocando una acumulación de amonio en el reactor y limitando la fase de eliminación biológica de fósforo, como se aprecia en la figura 40.



# Figura 40. Perfiles de oxígeno, potencial redox y nitratos obtenidos de los sensores instalados en la EDAR de La Albuera, en los que se muestra la situación de NOUR negativo y OUR mayor que el umbral.

Por tanto, el empleo del NOUR evitará esta situación, de manera que en aquellos casos en los que se detecte la tendencia de reducir nitratos, se le dará prioridad a la misma, evitando que se inicie un nuevo ciclo de aireación independientemente del valor de OUR registrado.

Teniendo en cuenta todos los comentarios anteriores se ha definido un nuevo control base como mejora al instalado en la planta real y que se describe como un diagrama de flujo en la figura 41. Este nuevo control está basado en el análisis combinado del NOUR y el OUR y mantiene el objetivo inicial del instalado en la planta real de reducir la carga contaminante pero incluyendo ahora uno nuevo, gracias a la consideración del nuevo parámetro NOUR, que pretende evitar la acumulación de nitratos, favoreciendo tanto el proceso de eliminación de nitrógeno como el de fósforo, puesto que el limitar la acumulación de nitratos permite alcanzar regímenes anaerobios (ausencia de nitratos y oxígeno) de forma regular.



### Figura 41. Control de proceso con capacidad de detección de los procesos de sobreaireación.

Ahora bien, el pasar al segundo nivel de control base o bien mantenerse en el primero se decide mediante los parámetros, tal como ya se ha comentado. Si bien, es este segundo nivel el que permite reducir el contenido en nutrientes en el agua efluente para cumplir con los nuevos requisitos de vertido en zona sensible mediante el control del potencial redox, de manera que se inicia un proceso de no aireación hasta alcanzar el umbral definido por el control supervisor, evitando el nivel fijo de -50 mV.

Los dos niveles de control descritos conforman el control a nivel de proceso. Ambos se engloban en el control supervisor, el cual, analizando los datos de ambos y revisando los tres parámetros clave seleccionados anteriormente, ajustará las consignas para conseguir una eficiencia energética óptima.

Con esta configuración se persigue separar la eficiencia energética, representada por el nivel supervisor, de la suficiencia depurativa de los sistemas, representada por los módulos base de control de oxígeno y potencial redox mejorados.

# 6.3 Arquitectura del control supervisor.

Para implementar el algoritmo de toma de decisiones del control supervisor será necesario suministrarle al mismo una serie de datos que le permitan actuar. Estos serán:

- 1. Perfiles de oxígeno comprendidos entre el momento actual e y el periodo que hay sido seleccionado para la supervisión.
- 2. Perfiles de potencial redox comprendidos entre el momento actual e y el periodo que hay sido seleccionado para la supervisión.
- 3. Consigna de oxígeno, nivel máximo de potencia aplicado a los sistemas de aireación y nivel mínimo de potencial redox.

Los perfiles serán empleados para calcular los parámetros de supervisión, de manera que, en base a los mismos, se actualizará la consigna de paro de sistemas de aireación, es decir, el umbral de oxígeno a alcanzar, y la consigna de arranque de los sistemas de aireación, es decir, el nivel de redox a alcanzar. Igualmente, con el objeto de aportar valor, el sistema supervisor contará con capacidad para definir el nivel de potencia óptimo a aplicar sobre dichos sistemas de aireación, siempre que sea posible trabajar con varios umbrales de potencia.

A partir de los perfiles recibidos el programa que implementaré el control supervisor extraerá los valores de las tres variables que se han seleccionado anteriormente como más representativas del proceso:

- 1. OUR.
- 2. ORP arrow.
- 3. ORAS.

Esos valores constituirán la entrada del algoritmo de decisión, que se estructurará en tres procesos diferentes de forma que cada uno de ellos actuará sobre una de las consignas básicas de los controles del proceso. Su estructura y funcionamiento se detalla a continuación.

# 6.3.1 Algoritmo de actualización de la consigna de oxígeno a alcanzar.

Este primer algoritmo, cuyo árbol de decisión viene representado por la figura 42, tiene como entradas la velocidad de utilización de oxígeno (OUR) y la velocidad media de subida del oxígeno (ORAS). Se ha optado por trabajar con estos dos parámetros porque ambos están medidos en la curva de oxígeno. Además, porque el ORAS está fuertemente relacionado con la capacidad del sistema para incrementar el nivel de oxígeno desde valores de 0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> de no aireación hasta alcanzar la consigna establecida, quedando patente que bajos valores de ORAS implican pendientes muy relajadas en la curva de oxígeno y, por tanto, dificultades en la aireación por exceso de consumo de dicho aceptor de electrones, mientras que valores altos de ORAS implican pendientes escarpadas en la misma curva, esto es, facilidad para alcanzar valores de oxígeno alto en cortos períodos de tiempo.

De esta forma, se estará trabajando en ajustar la consigna de nivel de oxígeno para gestionar la materia orgánica del ciclo de no aireación.

Se definen, por tanto, cuatro estados posibles que vienen representados por cuatro condiciones. Para su definición se han empleado los datos característicos de los clúster C1 y C2 como referencia, si bien, los umbrales que aplican estos algoritmos han sido suavizados con el objeto de estandarizar el algoritmo a la totalidad de configuraciones de EDAR que se pueden dar.

**PRIMER ESTADO**: OUR < 6 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y ORAS < 0,2 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. RESPIRACIÓN ENDÓGENA HETERÓTROFA Y EXÓGENA AUTÓTROFA: Es decir, baja materia orgánica pero consumo de oxígeno para nitrificación, por tanto, alta carga de amonio. Por norma, no se suele dar esta situación en una EDAR convencional de pequeño/mediano calado ya que este tipo de situación es típico en estaciones

depuradoras bien con vertidos con alto contenido en amonio y baja materia orgánica bien en recirculación a cabecera de la EDAR de las corrientes de efluentes líquidos de digestiones anaerobias. En el caso extremeño, únicamente se dan cuatro plantas con digestores anaerobios. A pesar de ello, como el control desarrrollado se ha pensado para que pueda ser utilizado en una amplia gama de instaciones, se incorpora este estado, que busca no desperdiciar oxígeno y bajar la consigna a valores de 1,5 mg L<sup>-1</sup>, asegurando así la nitrificación.

**SEGUNDO ESTADO**: OUR < 6 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y ORAS > 0,2 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. RESPIRACIÓN ENDÓGENA HETERÓTROFA Y AUTÓTROFA. Muy baja materia orgánica y muy baja carga de nitrógeno. Simplemente se está agotando el fango por fenómenos de respiración endógena. Se opta por bajar el oxígeno a 1 mg L<sup>-1</sup> como ahorro energético.

**TERCER ESTADO**: 6 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> < OUR < 12 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. RESPIRACIÓN EXÓGENA Y ENDÓGENA HETERÓTROFA Y AUTÓTROFA. Valores normales de carga, se opta por mantener un nivel de oxígeno adecuado.

**CUARTO ESTADO**: OUR > 12 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. RESPIRACIÓN EXÓGENA HETERÓTROFA ELEVADA. Estamos ante choques de materia orgánica, de forma que el algoritmo decide mantener una concentración alta de oxígeno en el sistema para evitar desequilibrios y falta de oxidación de la materia orgánica. Este estado también puede ser representado como cargas de amonio elevadas acompañadas de alta materia orgánica, sin embargo, ante estas situaciones las bacterias heterótrofas son fuertemente competitivas frente a las autótrofas que eliminan nitrógeno, por tanto, se da prioridad a oxidar la materia orgánica.



Figura 42. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel de consigna de oxígeno a actualizar.

### 6.3.2 Algoritmo de actualización del nivel de potencia máximo de aireación.

El segundo algoritmo, representado en la figura 43, únicamente activa tres estados, los cuales van a depender del valor de la pendiente media de subida de oxígeno. Con él se pretende controlar el sobreimpulso que se genera al arrancar inicialmente los sistemas de aireación, ya que en aquellas ocasiones en las que no se cuenta con materia orgánica o el proceso está en fase de activación, gran parte del oxígeno aportado no es transferido al fango, sino que escapa del sistema, suponiendo un desperdicio energético. Igualmente, este algoritmo puede ser adaptado para aquellos casos en los que se dé la posibilidad de trabajar con variadores de frecuencia instalados en los sistemas de aireación, si bien, este caso no es el más frecuente en las EDARs extremeñas.

De esta manera, el algoritmo actúa sobre la limitación de potencia máxima del sistema de aireación, con tres estados, los cuales han sido definidos en base a los clúster C1 y C3:

**PRIMER ESTADO**: ORAS < 0,1 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, ESFUERZO DE AIREACIÓN ALTO. El sistema cuenta con materia orgánica suficiente, por lo que se mantiene el nivel máximo de potencia.

**SEGUNDO ESTADO**: 0,1 <ORAS < 0,2 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. ESFUERZO DE AIREACIÓN ESTÁNDAR. Se corresponde con un estado normal de funcionamiento del proceso, por lo que no se modificará el valor fijado para el esfuerzo máximo de aireación.

**TERCER ESTADO**: ORAS > 0,2 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. ESFUERZO DE AIREACIÓN BAJO. Típico de afluentes poco cargados o que han sufrido procesos de inhibición, de forma que se limita la potencia máxima para no afectar a la transferencia de oxígeno por arrastre del mismo.

Tal como se muestra en la figura 43, se establecen tres niveles de potencia, siendo el máximo del 75 %, no llegando nunca la 100 % de potencia instalada por el hecho de no sobrecargar los sistemas de aireación, si bien, asegurar un 75 % de potencia es suficiente para satisfaces las necesidades punta del sistema. En lo que funcionamiento estándar ser refiere, y con objeto de conseguir ahorros energéticos, se aporta una potencia del 50 % de la instalada, puesto que se tiene que asegurar un nivel de oxidación, siendo la potencia mínima del 30 % ante situaciones de poca demanda de oxígeno, no pudiendo imponerse un valor menor por el mero hecho de asegurar un par de suministro de oxígeno suficiente. Si bien, en este caso se han dado valores de porcentajes respecto a la potencia nominal, el objetivo es definir tres estados de consumo de sistemas de aireación, de forma que en caso de existir variadores, bastaría con trabajar en redefinir dichos porcentajes.



Figura 43. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel de potencia máxima.

# 6.3.3 Algoritmo de actualización de la consigna mínima de potencial ORP a alcanzar.

El tercero de los algoritmos, figura 44, recibe dos entradas. La primera de ella es el del OUR. Su interés radica en el hecho de que por la forma en que se calcula, esto es, la pendiente de caída del oxígeno una vez han parado los sistemas de aireación, nos indica la cantidad de materia orgánica disponible para llevar a cabo los procesos de desnitrificación, los cuales requieren siempre de una cantidad de materia orgánica que haga las veces de aceptor de electrones en ausencia de oxígeno.

La segunda entrada es el valor del ORP arrow, que se relaciona con la inhibición en el proceso de desnitrificación, puesto que representa una medida de la máxima distorsión entre la curva ideal de desnitrificación y la curva real.

Se emplearán, por tanto, la variable que caracteriza la transición de oxidación a reducción, OUR, y la variable característica del período de reducción, el ORP arrow.

De esta forma, el algoritmo actuará sobre el valor de la consigna del OUR para ajustar la duración del ciclo anóxico/anaerobio que sea preciso alcanzar, de tal manera que el sistema extienda este régimen en aquellos casos en los que la materia orgánica haya sido fuertemente oxidada o diluida, asegurando que la eliminación de nutrientes se realice aprovechando el afluente actual que entre en el sistema. Se distinguen así cuatro estados principales, igualmente definidos en base a los clúster C2 y C3.

**PRIMER ESTADO**: OUR < 6 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y ORP arrow > 30. FALTA TOTAL DE MATERIA ORGÁNICA: En este caso se opta por extender el ciclo de no aireación, puesto que el efluente no se verá comprometido por la materia orgánica, ya que la presencia de la misma tras la oxidación es mínima y la que entre por el afluente será empleada por las bacterias heterótrofas facultativas en los procesos de desnitrificación. Así mismo, se facilitará alcanzar regímenes de anaerobiosis, en los que las bacterias PAO harán acopio de materia orgánica en forma de PHA, si bien, no se llegará a regímenes muy anaerobios para evitar acumular excesivo fósforo en el medio por liberación de dichas bacterias PAO. De esta forma se baja la consigna de paso de ciclo de no aireación a ciclo de aireación a -70 mV.

**SEGUNDO ESTADO**: OUR < 6 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y ORP arrow < 30. MATERIA ORGÁNICA DISPONIBLE BAJA. En este caso la materia orgánica disponible suele estar asociada a procesos de hidrólisis, en los que el agua afluente ha presentado un alto porcentaje de materia particulada en la entrada. En estas circunstancias, con objeto de no comprometer la calidad del efluente presencia de materia

orgánica, se asegura un nivel de anoxia/anaerobiosis mínimo para desnitrificar y almacenar PHA, sin correr riesgos excesivos, manteniéndose el nivel de ORP de arranque de sistemas de aireación en -50 mV.

**TERCER ESTADO**:  $6 < OUR < 12 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . MATERIA ORGÁNICA DISPONIBLE NORMAL. En este caso se cuenta con materia orgánica disponible, a la que habrá que sumar la que entre por el afluente. El sistema supervisor, con objeto de evitar el almacenamiento en el decantador de nitratos y de la materia orgánica no reducida que puedan implicar el levantamiento del manto de fangos por desplazamiento de la desnitrificación a los mismos, reduce a -30 mV la consigna de arranque de sistemas de aireación.

**CUARTO ESTADO**: OUR > 12 mg L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. MATERIA ORGÁNICA DISPONIBLE EXCESIVA. Se trata de un choque de materia orgánica, por lo cual no interesa extender el ciclo de no aireación para evitar que ésta se acumule en el sistema o pueda llegar a escaparse por el efluente, por lo tanto se acorta drásticamente el ciclo de anoxia fijando un valor de la consigna de ORP de 0 mV.



# Figura 44. Árbol de decisión que actúa sobre el nivel mínimo de consiga redox en el ciclo de no aireación.

### 6.4 Módulo de pruebas experimental.

Con objeto de poder probar la validez del control desarrollado antes de incluirlo en una planta real se ha diseñado y montado un prototipo a escala de laboratorio. En él se probará el controlador definido, monitorizando su comportamiento y prestaciones, para garantizar su validez de forma práctica.

En la figura 45 se muestran sendas imágenes del prototipo pudiendo verse, por un lado, el bloque de control electrónico y los actuadores y, por el otro, el reactor biológico junto con sus correspondientes sensores y aireadores. La electrónica de control fue desarrollada anteriormente por el grupo de investigación donde se ha desarrollado la presente tesis doctoral para poder controlar la planta de La Albuera. Se ha optado por utilizar un sistema ya desarrollado porque éste ha mostrado ya su validez y fiabilidad y, además, lleva ya integrada en su propia CPU la programación del control base que se ha utilizado en el presente trabajo. Por ello no será descrito en la presente memoria.

No obste lo anterior, la programación de ese control base ha sido modificada convenientemente para incluir las mejoras desarrolladas en este trabajo y que han sido descritas anteriormente.

El simulador desarrollado incluye también el programa supervisor que se acaba de describir y que correrá en un ordenador tipo PC. La comunicación entre el equipo físico y el programa supervisor se ha realizado mediante un protocolo TCP/IP. Además, con el objeto de facilitar el uso de todo el sistema, se ha desarrollado también un interfaz de usuario con el que poder ajustar y monitorizar el comportamiento de todo el conjunto.

Esta separación en módulos diferentes del prototipo se ha hacho, en primer lugar para aprovechar los controladores ya disponibles, y, por tanto, para poder implementar con facilidad el sistema desarrollado en instalaciones reales aprovechando los equipos ya instalados, y, en segundo, para poder desarrollar y testear nuevos controles básicos.

Por tanto, en este apartado se van a describir tanto la estructura física del simulador como los interfaces desarrollados para facilitar la interactuación del usuario con el control supervisor. Igualmente, se va a mostrar el sistema de gestión de la información que realiza el módulo de pruebas y las comunicaciones que se establecen entre el módulo supervisor y el de pruebas.





(a)

(b)

### Figura 45. Módulo de pruebas. (a) Actuadores y tarjetas electrónicas desarrolladas. (b) Estructura de la vasija de reacción.

# 6.4.1 Estructura física del sistema

El módulo de pruebas cuenta con los siguientes elementos físicos.

- 1. Vasija de flujo axial.
- 2. Sensores.
- 3. Actuadores.
  - a. Bomba Peristáltica.
  - b. Sistema de aireación.

A continuación, se describen cada uno de los elementos físicos.

# 6.4.1.1 Vasija de flujo axial.

Se trata de una vasija con una capacidad para soportar un TRH máximo de tres días, de forma que permita reproducir sistemas sobredimensionados, con un nivel estable de fango de tres litros. Es de forma cilíndrica, para facilitar la formación de un flujo axial mediante la inclusión de un agitador de palas en la dirección del eje de la vasija. De esta manera se consigue un mayor tiempo de retención de las burbujas de aire al obligarles a llevar a cabo un movimiento axial en torno al eje del agitador.

Con objeto de controlar dicho flujo axial, se ha modificado un agitador comercial para llevar a cabo el control de las revoluciones de giro mediante un control por tensión de alimentación. Para ello se han diseñado unas palas de gran superficie que minimizan los esfuerzos cortantes sobre los agregados de bacterias, reproduciendo el nivel de agitación que se consigue en los reactores de las instalaciones reales.

### 6.4.1.2 Sensores.

Se han instalado cuatro sensores. Dos de ellos lo fueron para la medición de los parámetros relacionados con el proceso biológico, que son uno de oxígeno y otro de potencial redox. Son sensores de la casa Hamilton, empleándose el protocolo Modbus/485 para su comunicación con el ordenador que contiene el interfaz hombre-máquina y el programa supervisor. Los otros dos se instalaron para controlar el caudal de aire suministrado en todo momento, consistiendo en un caudalímetro y un sensor de presión de aire. Las características de los cuatro se muestran en la tabla 29.

SENSORES DEFINITIVOS PARA EL MODULO DE PRUEBAS EXPERIMENTAL					
PARÁMETRO	SENSOR				
SENSORES PA	ARA EL PROCESO BIOLÓGICO				
Oxígeno disuelto	VISIFERM DO ARC 120: Sensor de DO óptico. Alimentación DC 24V. Conexión 4-20 mA y a través de Modbus.				
Potencial redox	EASYFERM PLUS ARC 120: Sensor de ORP. Alimentación DC 24V. Conexión 4-20 mA y a través de Modbus.				
SENSORES PAR	A EL PROCESO DE AIREACIÓN				
Caudal de aire	AWM5104VN: Sensor analógico amplificado de caudal de aire. Alimentación DC 10V. Caudal 0 - 20 SLPM. Salida DC 1 – 5 V.				
Presión de aire	SSTDANN060PAA5 de la casa HONEYWELL: Sensor analógico de presión de 0 a 60 psi.				

Tabla 29.	Sensores	incluidos e	en el	módulo	de p	ruebas	experimental.

Se ha optado por introducir la tecnología óptica para la medición del oxígeno por su versatilidad y robustez frente a la clásica tecnología de membrana, así como por la fuerte expansión que esta técnica de medida ha tenido en el mercado del ciclo de aguas residuales. La medición óptica se basa en la emisión/recepción de pulsos de luz, por lo que no presenta problemas de calibrado a la par que estabiliza la señal de oxígeno frente a variaciones del mismo en la muestra de forma rápida.

En el caso de la sonda de ORP, se ha empleado un sensor basado en la clásica tecnología galvanométrica.

El caudalímetro supone una las novedades que incorpora el módulo de pruebas experimental. El uso de este sensor conlleva la necesidad de estabilizar la señal medida con el objeto de solventar los problemas de depresión que genera el motor de aireación mediante su movimiento de membrana para generar el flujo de aire. Esta depresión generaba ruido y oscilaciones sobre la señal del caudalímetro, haciendo que la medición del mismo sea inestable. Como solución a este problema, se incorporó a la línea de aireación un regulador de flujo, de manera que se redujera el área transversal de paso de aire incrementando la presión del mismo hacia el caudalímetro. Con esto, las oscilaciones generadas por la depresión aguas arriba de dicha válvula se reducen y se mejora la medida de caudal. Se añadió al conjunto un sensor de presión para medir estos incrementos, permitiendo controlar que la presión de aire no sobrepase la máxima que proporciona el sensor de caudal.

El uso de este sensor de presión permite además testear la línea de aire, puesto que en aquellos casos en los que el difusor se ensucie o colmate por su normal funcionamiento en un seno de fango biológico, se registrará una pérdida de carga adicional, que marcará el momento de sustitución de dicho elemento. Este concepto permite mantener el módulo de pruebas en estado óptimo, equiparando sus procesos de mantenimiento con que se deben llevar a cabo en una EDAR real.

# 6.4.1.3 Bomba peristáltica.

Se han incluido dos bombas peristálticas, una para la alimentación de la masa de fango con agua residual y otra para la extracción del fango en exceso.

A la hora de seleccionar la bomba peristáltica para simular la alimentación del sistema se buscó la equivalencia en TRH con una EDAR real, teniendo en cuenta la necesidad de reproducir sistemas sobredimensionados. Por tanto, los rangos de TRH a trabajar deben estar entre TRH bajos, de 8 a 10 horas, típico de sistemas biológicos de alta carga y TRH altos de 48 a 72 horas, típicos de sistemas sobredimensionados. De esta forma, el rango de caudal de alimentación debía estar entre [0 - 400 mL h<sup>-1</sup>], asegurando un caudal mínimo de 40 mL h<sup>-1</sup>, el cual se consigue mediante el funcionamiento en pulsos de dicha bomba.

Con respecto a la bomba de extracción de fangos, fue necesario asegurar un caudal de purga de fango en exceso suficiente para mantener tiempos de retención celular típicos de procesos de eliminación de nutrientes, los cuales suelen estár por encima de diez días, siendo en este caso el valor máximo de treinta días. Este tiempo de retención celular es típico de sistemas sobredimensionados, donde los tiempos de purga que se llevan a cabo en procesos reales son bajos. De esta manera, la equivalencia en caudal a aplicar en la bomba se traduce en un rango de caudales de bombeo entre [0-30] L d<sup>-1</sup>, con un rango mínimo de 10 L d<sup>-1</sup>, lo cual se consigue también aplicando pulsos a dicha bomba.

El uso bombas peristálticas que funcionen por pulsos, con un caudal máximo de 400 mL h<sup>-1</sup>, permite emplear el mismo modelo de bombas tanto para alimentación como para purga. En la figura 46 se muestran las bombas peristálticas empleadas.





## 6.4.1.4 Sistema de aireación.

Para la definición del sistema de aireación se ha partido del dato de la necesidad de aire punta para oxidación de materia orgánica y amonio (considerando que se produce desnitrificación) de la EDAR de La Albuera, por ser esta la seleccionada para la extracción de las variables empleadas en la definición del controlador supervisor propuesto. Estas necesidades de aire punta han sido extraídas del proyecto de construcción de la planta, siendo este valor de 2,16 L de aire s<sup>-1</sup> difusor<sup>-1</sup>. De esta manera, para el módulo de pruebas experimental se ha empleado un motor de aireación de corriente continua conectado a una piedra porosa que hace las veces de difusor de burbuja fina. Si bien, con el objeto de contar con potencia de aireación suficiente para simular choques de

contaminación, se ha empleado una bomba de caudal nominal de 7 L s<sup>-1</sup>. Sobre dicha bomba se aplicó un control de modulación de ancho de pulso (PWM) de la tensión de alimentación, controlando de manera efectiva el caudal de aire aportado.

Finalmente, hay que señalar que a la entrada de aire de dicha bomba se le instaló una piedra porosa, reduciendo en gran medida el sonido generado por el motor y haciendo las veces de filtro de aire.



Una fotografía del sistema de aireación se muestra en la figura 47

Figura 47. Motor de aireación empleado en el módulo de pruebas experimental.

### 6.4.2 Interfaz Hombre/Máquina.

Para realizar el interfaz que permite al usuario acceder al control de todo el sistema desarrollado se ha trabajado sobre el entorno de programación que proporciona la herramienta GUI (Graphical User Interface) de Matlab, diseñándose un sistema SCADA para facilitar la visualización de las señales medidas y el estado de los actuadores de forma intuitiva. Igualmente se ha diseñado otro sistema SCADA para facilitar la interacción del usuario con el control supervisor, el cual permite actuar sobre la configuración de los esquemas de control basado en las variables empleadas, así como visualizar el valor de las mismas. Se han diseñado, por tanto, dos interfaces distintos que se describen a continuación de forma diferenciada.

#### 6.4.2.1 Interfaz Hombre/Máquina del módulo de pruebas.

Para poder visualizar el funcionamiento del simulador ha diseñado un sistema SCADA basado en la navegación entre ventanas. La ventana inicial, figura 48, muestra la totalidad de las señales controladas, esto es, las señales de los sensores, la señal de presión en la línea de aire del módulo, el nivel de potencia asignado al sistema de aireación, el nivel de agitación y el valor de potencia de las bombas peristálticas de entrada y purga del sistema.



#### Figura 48. Interfaz Inicial

Desde dicha pantalla es posible acceder al menú de configuración, botón CONFIGURE, mostrado en la figura 49. Desde el mismo, se puede a su vez acceder a:
- 1. INTERFACE: Accede al menú para configuración de la comunicación con la RTU (Unidad Terminal Remota), que en este caso, se trata de la CPU que acoge la programación.
- 2. LOG: Accede al sistema de registro de operaciones en el sistema.
- 3. ID Device: Accede al menú de configuración de cada uno de los sensores instalados.
- 4. SHUT DOWN: Salir del sistema.
- 5. CONTROL: Accede al sistema de control base instalado.



Figura 49. Interfaz para el menú de configuración de parámetros.

Finalmente, desde la pantalla de inicio se puede acceder también al sistema de gestión de la información, botón GRAPHS, el cual permite visualizar las señales que aparecen en la interfaz inicial, seleccionando el rango de datos que se busca visualizar, al igual que permite exportarlos, tal como muestra la figura 50.

		It ac a Re	actor									
🚺 Gra	phReactorS											- 🗆 ×
1 0.9 0.8 0.7												
0.6	-					Export			< label{eq:states}			
0.5	-					Path: mot						
0.4	-					Format *.ma	e	×				
0.3	-							Ok Cancel				
0.2	-								-			
0.1	-											
0	0	0.1		0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1
	DO DO Va	lue (mg/l)	x 1		ORP	1V) x 1 ■	Actuator	x 1	Dete From 04 / 04	/ 2013 -	(dd/mm/yy)	Update
	T DO Ter	np (°C)	x 1		C ORP Temp (*	x 1	□ WR Pump	x 1	12 * : 44 *	(hhomm)		Export
	рн ⊏рн∨а	ue (pH)	x 1		Airflow & Airpump	SLPM) × 1			04 · / 04 ·	/ 2013 -	(ddimmiyy)	
	F pH Ter	np (°C)	x 1		AP Temp (5	%) x 1			12 - 47 -	(hh:mm)	Now	Return

Figura 50. Interfaz de visualización y gestión de los datos de control y seguimiento de parámetros.

# 6.4.2.2 Interfaz Hombre/Máquina del control supervisor.

El módulo supervisor, Supervisor System, se basa en un software que realiza una serie de funciones y ejecuta los algoritmos de decisión expuestos en los puntos anteriores. De acuerdo con ello, lo primero que se puede ver al ejecutar el programa es una ventana de selección como la de la figura 51, en la cual se tienen disponibles tres acciones. Con ellas podemos configurar los parámetros de conexión a las bases de datos de los reactores, botón Configure DB, configurar el proceso automático de toma de decisiones, botón Configure Reactors, o mostrar las gráficas de los valores tanto de oxígeno como de redox y poder calcular las variables empleadas en el control supervisor, botón View Parameters.



Figura 51. Ventana principal del programa Supervisor System.

En la figura 52 se muestra la ventana que aparece al pulsar el botón Configure DB y permite configurar los distintos parámetros para que el sistema pueda conectarse a la base de datos del módulo de pruebas experimental.

Configure DB v x Reactor Database 2 •
- Parameters
Hostname:
Username: reactor_2
Password:
DB name: itaca_reactor
Cancel Save

Figura 52. Ventana de configuración para la conexión a las bases de datos.

La ventana que se abre una vez pulsado el botón Configure Reactor es la que se muestra en la figura 53. En ella se configura el proceso automático de toma de decisiones. Con objeto de dar versatilidad al software desarrollado para la gestión del control supervisor, se ha considerado que pueda conectarse a varios módulos de pruebas simultáneamente. Se asumió en principio la posibilidad de trabajar con tres módulos de pruebas simultáneamente, tal y como puede verse en la figura 53. De esta forma, lo primero que se muestra son los reactores con los que se ha realizado una conexión a su base de datos, apareciendo estos activos, e inactivos aquellos con los que, por algún motivo, no se haya podido realizar dicha conexión. En los reactores habilitados se puede configurar el tiempo de supervisión, el cual, tal y como se ya se comentó, tiene que ser inferior al tiempo de retención hidráulico del sistema. Una vez configurado el módulo sobre el que se pretende actuar y el tiempo de supervisión, las modificaciones se actualizan y se hacen efectivas al pulsar sobre el botón OK.

🚺 Co	onfigure Reactor	s	∨ ×
	Reactors		
	✔ Reactor 1	24	
	Peactor 2	24	
	<b>▼</b> Reactor 3	24	
	Reconr	nect	
	Cancel	Ok	

#### Figura 53. Ventana de configuración automática del proceso de toma de decisiones.

Finalmente, si se selecciona la tercera opción del menú principal, View Parameters, aparece en primer lugar la ventana de Select Reactor, como se puede ver en la figura 54. En esta ventana se selecciona la base de datos a la cual se quiere tener acceso para poder visualizar los valores tanto de oxígeno como de redox y calcular sus puntos característicos, esto es, OUR, ORAS, ORP arrow.

Select Reactor	<ul> <li>✓</li> <li>×</li> </ul>
Reactor Database 1	
Process: process 💌	
Cancel Ok	

#### Figura 54. Ventana de selección de reactor.

Al seleccionar una de la bases de datos se mostrará una ventana con una serie de opciones. Entre ellas:

- Seleccionar una fecha y el número de horas anteriores que se quiere visualizar.
- Actualizar dicha selección.

- Calcular los valores de OUR, ORAS, ORP arrow. En este menú se ha optado por mostrar también el valor de la variable knee para favorecer la interpretación de los resultados, puesto que es un punto intermedio a calcular para determinar el ORP arrow.
- Visualizar las gráficas de los valores de oxígeno o redox.
- Mostrar los distintos valores calculados.

Todos esto puntos pueden verse en la figura 55 para la selección de los valores de oxígeno y las variables calculadas sobre el perfil de oxígeno y en la figura 56 para el perfil de potencial redox y las variables calculadas sobre él.



Figura 55. Visualización de los valores de oxígeno, OUR y ORAS.



Figura 56. Visualización de los valores de redox, knee y ORP arrow.

#### 6.4.3 Comunicación interna entre el interfaz y los sistemas físicos.

Una vez definido tanto el sistema físico como el interfaz de comunicación con el usuario (los algoritmos de control del proceso SGB han sido descritos con anterioridad) queda por definir el flujo de información entre ambos bloques así como su interfaz de gestión. Para ello se seguirán los siguientes pasos:

- 1. Adquisición de los datos de los distintos sensores: oxígeno, potencial redox y caudalímetro. Así mismo se adquieren los datos del estado de los actuadores de alimentación, purga y bomba de aireación.
- Procesado de los datos obtenidos, realizando las conversiones necesarias. En el caso de los sensores, no es preciso, sin embargo, en el caso del caudalímetro se requiere transformar la señal leída (en Voltios) a litros segundo<sup>-1</sup>.
- 3. Activación del control base según los datos obtenidos y procesados, realizando los cálculos internos precisos y tomando las decisiones sobre el futuro estado de los actuadores, que en este caso será únicamente la bomba de aireación, puesto que la alimentación y la purga se configuran inicialmente y se mantienen ajenas a las decisiones tomadas por el control de base.
- 4. Se envían las señales oportunas al motor de aireación.

Una vez realizadas las operaciones necesarias para controlar el proceso de aireación/no aireación, los distintos valores obtenidos se almacenan en una tabla, denominada 'process', de una base de datos definida ex-profeso para esta aplicación (figura 57). Son almacenados los valores medios adquiridos por los sensores y los valores de salida de los actuadores cada minuto, teniendo en cuenta que la toma de datos de los sensores y el control son ejecutados cada segundo. Con esto se tienen almacenados todos los datos medibles del proceso en un entorno de fácil acceso y manejo, independiente del software que acceda a estos datos.

Se ha desarrollado, por tanto una base de datos relacional propia, de tipo SQL, que almacena toda la información referente a la dinámica del sistema que se va generando. Así, además de la tabla que almacena los datos del proceso, la ya mencionada tabla "process", se ha implementado otra tabla, llamada 'parameters', donde se almacenan las variables de consignas del proceso: oxígeno, potencial redox y potencia de aireación. ligualmente, se incluye una tercera tabla, "status\_log", que almacena los puntos de consigna y en qué momento han sido actualizados.

En la figura 57 se muestran las tablas de la base de datos con los campos y tipos utilizados. Se trata de una implementación sencilla pero eficiente para la aplicación que se persigue.

process	s	paramet	ers	status_log		
process id date odValue odTempValue phValue orpValue orpValue airFlowValue	S INT DATETIME DOUBLE DOUBLE DOUBLE DOUBLE DOUBLE DOUBLE	parameters idParameters statusReactor odSetpoint orpSetpoint maxAeration time_cycle time_init	TINVINT DOUBLE DOUBLE DOUBLE TINVINT DATETIME	status * <u>time</u> *od_setpoint *orp_setpoint *aeration *comments	Log DOUBLE DOUBLE DOUBLE MEDIUMTEXT	
<pre>*airPumpValue *fillingUpPump *purgePump</pre>	DOUBLE TINYINT TINYINT					

#### Figura 57. Tablas definidas en la base de datos.

El programa de control base integrado en el prototipo accederá a las variables de la tabla 'parameters' cada ciclo de proceso, cuya duración es configurable (por defecto se le asigna un valor de 24 horas), pero siempre con un tiempo inferior al TRH del proceso, para que se actualicen sus correspondientes consignas de control. Estos valores serán proporcionados por el módulo supervisor de acuerdo con los algoritmos ya comentados, puesto que es el encargado de gestionar dicha tabla "parameters".

#### 6.4.3.1 Conexión física entre los módulos de pruebas y el módulo supervisor.

El control supervisor se encuentra en un ordenador tipo PC totalmente ajeno al prototipo de simulación y, por tanto, a la unidad CPU integrada en su bloque electrónico de control. La conexión física entre el control supervisor y el prototipo se realiza mediante una comunicación TCP/IP, para lo que tanto el PC como el controlador del prototipo se encuentran conectados a una red común, usándose para el presente trabajo la red de datos de la Universidad de Extremadura. Gracias a esta configuración el control supervisor puede residir en cualquier ordenador conectado a esa red accediendo al simulador a través de su dirección IP.

Esta elección se basó en la consecución de dos objetivos clave:

- 1. Asegurar la estabilidad de las comunicaciones, para lo que se optó por una tipología ampliamente difundida para este tipo de aplicaciones.
- 2. Facilidad de programación y uso. Aquí hay que destacar que la elección realizada facilita la gestión remota de las plantas reales al permitir la separación física de los programa de supervisión y de control directo de la

planta. Mientras que el segundo debe estar en la planta misma el primero puede localizarse en cualquier punto ajeno a la instalación (por ejemplo en las oficinas de la entidad gestora de la EDAR) requiriéndose únicamente la conexión de la planta a una red de datos TCP/IP.

#### 6.4.3.2 Comunicación del módulo supervisor con la base de datos.

Queda ya por describir únicamente las comunicaciones entre el control supervisor y la base de datos descrita. Su estructura básica se detalla en la figura 58.



Figura 58. Flujo de comunicación del módulo supervisor en el proceso de control general.

Tal como puede verse en ella, el módulo de supervisión se encuentra en ejecución en un equipo independiente. En este punto hay que señalar que existe la opción de ejecutarlo como un proceso aparte dentro de la misma CPU en la que se encuentra instalado el control base del prototipo construido. Sin embargo, para el presente trabajo, se optó por trabajar con el supervisor en una unidad CPU aislada en la que ejecutar las modificaciones del mismo, las reprogramaciones que se le fuesen realizando, hasta definir la configuración final. El objetivo fue aislar los recursos en desarrollo de los ya desarrollados, cuya fiabilidad y robustez habían sido ya garantizadas. En cualquier caso la posibilidad de integrar el programa supervisor en la unidad de control electrónico del prototipo, y por extensión en una planta real, queda abierta. De esta forma, se podrá optar por un control remoto de la planta o por otro localizado en la misma, dependiendo de las necesidades de cada instalación o de los deseos de su gestor.

Una vez que se inicia el programa supervisor aparecerá la ventana "Supervisor System", a partir de la cual se podrán ir abriendo otras nuevas para configurar la ejecución del algoritmo de toma de decisiones, tal y como ya se ha explicado en apartados anteriores. Se deberá elegir en primer lugar la opción "Configure Reactors" para proceder a continuación a la activación o inactivación del sistema supervisor para cada uno de los prototipos conectados al mismo, e, igualmente, habrá que fijar el tiempo, expresado en horas, de supervisión, es decir, habrá que determinar el período de muestreo de datos de los sensores de los proceso que se quieren tener en cuenta para llevar a cabo la actualización de las variables de la tabla "parameters". Todo ello puede hacerse en una única ventana, tal y como se aprecia en la figura 59.

Reactors	
Reactor 1 24	
Reactor 2	
Reactor 3 24	
Reconnect	
Ok	

Figura 59. Configuración inicial del módulo de supervisión.

Una vez seleccionado el módulo, o módulos, de prueba que será supervisado, y ajustados aquellos parámetros que el usuario desee, el programa se puede ya ejecutar. Para ello empezará accediendo a la base de datos del módulo correspondiente, tabla "parameters", y fijará el dato en el campo "time\_init" de la fecha en el formato 'HH:MM dd/mm/yyyy' en que el ciclo comenzó. A continuación se configurará para que diez minutos antes del fin del ciclo (definido por defecto en 24 horas, aunque ajustable por el ususario), el módulo supervisor consulte y almacene los datos de oxígeno y potencial redox del ciclo en curso en el módulo de pruebas correspondiente.

Una vez realizada esta primera operación, se llevará a cabo la discretización de ciclos de aireación/ no aireación, mediante el filtrado de las señales y el cálculo de mínimos y máximos en los perfiles de oxígeno y redox, para pasar a continuación a aplicar los algoritmos de cálculo de ORAS, OUR, knee y ORP arrow.

Finalmente, siguiendo el diagrama de toma de decisiones, se modificarán las variables de consigna en la base de datos del módulo de simulación correspondiente.

El procedimiento descrito anteriormente posee una operativa sencilla y clara debido a que el peso del diseño y desarrollo se ha centrado en el algoritmo de toma de decisiones y en el algoritmo para la determinación de los valores de ORAS, OUR y ORP arrow que son las variables de entrada para la toma de decisiones.

# 7 RESULTADOS DEL CONTROL SUPERVISOR

# 7.1 Introducción.

Como ya se ha comentado anterirmente, el presente trabajo parte del estudio del mapa depurativo extremeño, caracterizado por ser un territorio declarado zona sensible de acuerdo con lo establecido en la directiva 91/271/CEE. Esta denominación conlleva la necesidad de aplicar tratamientos de reducción del contenido en materia orgánica y nutrientes muy exigentes a las aguas residuales vertidas a los cauce receptores. Además, las plantas ya instaladas suelen padecer de un significativo problema de sobredimensionamiento, que hace que la gestión de la eliminación de nutrientes sea especialmente difícil, con el problema añadido de que suelen requerir también un exceso de aireación que provoca un excesivo consumo energético, que, obviamente, encarece la gestión de la planta.

Para buscar una solución a esta problemática se ha realizado el presente trabajo como continuación de otros anteriores realizados en el seno del grupo de investigación en el que se ha llevado a cabo. Como fruto de la experiencia adquirida se ha llegado a la conclusión de que la mejora tanto en la eliminación de contaminantes como en la eficiencia energética pasa por la utilización de sensores de bajo coste. Se entiende por tales a aquellos que suman a un precio relativamente bajo de adquisición unos costes de mantenimiento también relativamente bajos, sobre todo si se les comparar con los asociados a los sensores que miden directamente los niveles de nutriente en el agua. Hay que señalar que estos sensores de bajo coste necesitan que los datos que proporcionan sean procesados adecuadamente para obtener una información equivalente a la que aportan los mencionados sensores de medición directa.

De esta manera, se ha definido un controlador base, que gestiona directamente un prototipo desarrollado para el presente trabajo, que controla la transición entre los estados de aireación y no aireación a partir de los valores de los parámetros OUR, que se mide en la curva que proporciona la sonda de oxígeno, y NOUR, que se obtiene de la correspondiente al potencial redox. Se define de esta forma un SGB que facilita la solución al problema de sobredimensionamiento comentado pero que presenta una importante limitación como es la necesidad de establecer dos umbrales fijos para la toma de decisiones: uno para la señal de oxígeno y otro para la de redox.

Por tanto, en el presente trabajo, tras la realización de una caracterización pormenorizada de los ciclos de aireación/no aireación de una instalación real gestionada por un SGB base similar al empleado en el presente trabajo pero que empleaba únicamente el OUR como parámetro de decisión para el control de las transiciones entre ciclos, se han definido tres nuevos parámetros de control, los cuales han sido correlacionados con los rendimientos depurativos, estudiando la influencia de los mismos con los consumos energéticos y los niveles de reducción del contenido en materia orgánica y nutrientes. De esta forma, se ha definido un SGB supervisor que gestiona los umbrales fijos antes comentados, generando una estructura de control y gestión de EDAR, la cual consta de un nuevo control base y un control supervisor que lo engloba supervisor que ajusta los umbrales a la situación de la planta, evaluándola y diagnosticándola.

Las mejoras que introducen tanto el sistema supervisor como el nuevo control base de ciclos alternados han sido probadas en dos módulos de prueba de laboratorio, ambos de idéntica configuración, la cual ha sido definida en apartados anteriores. Estos módulos integran un proceso de aireación prolongada de cultivo en suspensión, con un volumen de reactor de cuatro litros (que solo se llenan hasta los tres como medida de seguridad para evitar rebosamientos o salpicaduras), sobre el que se han aplicado tiempos de retención hidráulico de entre 24 y 72 horas, con el objeto de simular el sobredimensionamiento de las plantas reales. Cuentan con un actuador para activar la alimentación, para la cual, mediante la definición de un sistema de pulsos sobre una bomba peristáltica, se definen los perfiles diarios de carga. Igualmente cuentan con un actuador que regula la purga

del fango en exceso y la recirculación de fangos hacia la vasija reactor. Las señales de control del proceso depurativo que se integran son las proporcionadas por un sensor de oxígeno y un sensor de potencial redox tal y como ya se ha comentado anteriormente.

Se han incluido dos módulos de prueba para poder realizar comparaciones entre el nuevo sistema de control desarrollado en el presente trabajo y el originario instalado en la planta real de La Albuera. Así, el primero integra el SGB descrito en los capítulos anteriores, mientras que el segundo está controlado por un programa que utiliza únicamente el parámetro OUR para decidir las transiciones entre ciclos de aireación/no aireación. Comparando las mediciones obtenidas de cada módulo frente a afluentes de idénticas características se podrá determinar cuál de los dos sistemas proporciona los mejores resultados.

Los módulos de prueba han estado en funcionamiento durante un período de nueve meses, recibiendo aguas afluentes tanto reales como sintéticas, con objeto de simular la totalidad de casuísticas que se pueden dar en una estación depuradora real. Dichas aguas han sido convenientemente caracterizadas, habiéndose definido un total de seis patrones de característica en base a sus valores medios y sus desviaciones típicas, de forma que de las 150 muestras afluentes que han pasado por los módulos de pruebas, todas ellas puedan integrarse en uno de los patrones definidos.

Los resultados obtenidos con el nuevo control base integrado dentro del control supervisor desarrollado en el presente trabajo serán comparados con los proporcionados por el control inicial de ciclos alternados en base a dichos patrones de aguas, evaluando la mejora tanto en la gestión de la materia orgánica, como en los rendimientos depurativos y, finalmente, en el ahorro energético alcanzado.

# 7.2 Caracterización de las aguas afluentes a los módulos de prueba.

Los módulos de pruebas han trabajado con un total de 150 muestras de distinta procedencia, de forma que se han evaluado los resultados analíticos tanto desde el punto de vista de la materia orgánica como de los nutrientes esenciales (nitrógeno y fósforo), con el objeto de agrupar todas las muestras en seis patrones de contaminación especialmente significativos.

En primer lugar, se mostrará la caracterización desde el punto de vista de la materia orgánica y finalmente, desde el punto de vista de los nutrientes.

#### 7.2.1 Caracterización de la materia orgánica de las aguas patrón.

Como se acaba de señalar se han definido un total de seis patrones, definidos tanto el valor cuantitativo en DQO, expresado en mg L<sup>-1</sup>, como el porcentaje y la distribución del tamaño de partícula de su materia orgánica. Cada magnitud viene representada por su valor medio, encontrándose las desviaciones típicas aceptables en torno a un 8 % del mismo.



PATRÓN	SIGNIFICADO		% soluble	% coloidal	% particulado
1	ALTO CONTENIDO EN MAT. ORG. BIO. SOLUBLE	800	63	18	20
2	ALTO CONTENIDO EN MAT. ORG. BIO. COLOIDAL	600	33	65	2
3	ALTO CONTENIDO EN MAT. ORG. BIO. PARTICULADA	550	14	35	51
4	BAJO CONTENIDO EN MAT. ORG. BIO Y NO BIO.	150	22	63	15
5	ALTO CONTENIDO EN NUTRIENTES Y ALTO EN MAT. ORG.	850	32	60	8
6	ALTO CONTENIDO EN NUTRIENTES Y POCA MAT ORG.	300	42	50	8

#### Figura 60. Caracterización de la materia orgánica de las aguas patrón.

Los patrones definidos se muestran en la figura 60. Un primer análisis de los valores presentados pone de manifiesto que si se considerase la DQO como medida diferenciadora no hubiese sido posible llegar a una caracterización tan exhaustiva, puesto que los patrones 1, 2 y 5 presentan poca diferencia. Sin embargo, considerando las fracciones de la materia orgánica, es decir, el tamaño de partícula, se pueden particularizar con más precisión las muestra para generar los seis patrones mostrados. Para ello. se han realizado análisis físicos-químicos combinando técnicas de gravimetría y coagulación/floculación llegando a caracterizar las muestras en base a su porcentaje de materia soluble, o

rápidamente biodegradable, materia coloidal, o rápidamente hidrolizable, y materia particulada, o lentamente biodegradable. De esta forma se define:

**PATRÓN 1**. AGUA RESIDUAL CON ALTO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE. Esta composición, con un contenido en materia biodegradable por encima del 60 % es difícil de encontrar en aguas residuales urbanas puras. Generalmente, este patrón engloba aguas urbanas con aportes de industrias lácteas, de industrias vitivinícolas e industrias dedicadas a la fabricación de golosinas. Se trata de aguas muy cargadas de contaminación, sin embargo, su alto contenido en materia soluble supone un fuerte consumo de oxígeno instantáneo y un crecimiento explosivo de biomasa heterótrofa que desplaza a la biomasa autótrofa, originando una inhibición del proceso de nitrificación. Por tanto, la dificultad de su tratamiento radica en obtener bueno rendimientos de eliminación de nitrógeno y fósforo.

**PATRÓN 2**. AGUA RESIDUAL CON ALTO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA COLOIDAL. Este patrón engloba a las aguas residuales urbanas puras procedentes de poblaciones en las que la depuradora se encuentra en las cercanías de la población, es decir, que en su trayecto por el sistema de saneamiento el agua residual apenas sufre transformaciones y arrastra poco contenido particulado, predominando el soluble y el material coloidal. Este tipo de aguas se asemeja al Patrón 1 en lo que a retos de gestión de la materia orgánica se refiere, sin embargo, el hecho de requerir hidrólisis permite que la cinética heterótrofa no desplace a las autótrofas por competencia por oxígeno, por tanto, el controlador gestiona sin problemas la materia orgánica de forma eficiente.

**PATRÓN 3.** AGUA RESIDUAL CON ALTO CONTENIDO EN MATERIA PARTICULADA: Este patrón engloba a las aguas residuales urbanas puras. Predomina el contenido particulado, es decir, un tamaño de partícula grande que requiere de un tiempo de residencia elevado para hidrolizar enzimáticamente este tamaño de partícula y transformarla en soluble. Esta situación puede originar problemas de vertido tanto de materia orgánica como de nutrientes en plantas sobredimensionadas, puesto que los ciclos de aireación serán rápidos, los sistemas de aireación no encuentran resistencia en el suministro de oxígeno, por la predominancia de materia particulada, la cual requiere de hidrólisis, es decir, cinética lenta, de forma que el oxígeno alcanza valores altos. De esta manera, la materia orgánica queda retenida en el material celular, siendo importante gestionar la longitud del ciclo de no aireación.

**PATRÓN 4**. AGUA RESIDUAL CON BAJO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA. Se trata del patrón de aguas residuales urbanas puras diluidas, bien por época de lluvia, bien por infiltraciones en la red de colectores, en los que la

gestión de la materia orgánica se hace imprescindible para alcanzar los rendimientos que exige normativa.

PATRÓN 5. AGUA RESIDUAL CON ALTO CONTENIDO EN NUTRIENTES Y ALTO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA. Este patrón engloba a un agua residual urbana con aporte industrial en estado de carga. Se trata de choques de carga, en los que es preciso que el sistema se adapte a una oxigenación alta y combine adecuadamente los ciclos de no aireación con objeto de no incidir en una nitrificación excesiva que pueda originar desequilibrios en los procesos de decantación por desplazamiento del procesos de desnitrificación a los decantadores secundarios, con la consecuente liberación de nitrógeno gaseoso y por tanto, arrastres desde el fondo de la masa de fangos a la zona de agua clarificada.

**PATRÓN 6.** AGUAS RESIDUALES CON ALTO CONTENIDO EN NUTRIENTES Y BAJO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA. Finalmente, este patrón engloba aguas industriales o bien aguas procedentes de retornos de los procesos de digestión anaerobia. Suponen un gran reto, puesto que la materia orgánica es muy deficiente, de forma que el sistema tendrá la obligación de generarla por respiración endógena. En este caso, la gestión de la materia orgánica es imprescindible para alcanzar resultados viables.

#### 7.2.2 Caracterización del contenido en nutrientes de las aguas patrón.

En este apartado se caracterizarán los patrones definidos por su contenido en nitrógeno y fósforo, diferenciando las distintas fracciones en las que puede aparecer el nitrógeno en el agua residual, es decir, evaluando el contenido en nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitritos y nitratos. Con respecto al fósforo, resulta interesante medir únicamente el ortofosfato, por ser el ión mayoritario en las aguas residuales. Los valores correspondientes que definen a cada uno de ellos se presentan en la figura 61.



PATRÓN	$NH_4^+$ (mg L <sup>-1</sup> )	$NO_3^{-1}$ (mg L <sup>-1</sup> )	$NO_2^{-}$ (mg L- <sup>1</sup> )	NT (mg L <sup>-1)</sup>	N <sub>ORG</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	$PO_4^{3-}$ (mg L <sup>-1</sup> )
1	34,2	0,193	0,101	38,9	4,406	12,3
2	33,5	0,158	0,201	42,3	8,441	11,9
3	26,7	0,334	0,179	44,5	17,287	9,8
4	20,5	2,31	0,682	31,2	7,708	7,9
5	66,0	0,897	0,341	81	13,762	22
6	70	0,567	0,334	83	12,099	25

Figura 61. Caracterización del contenido en nutrientes de las aguas patrón.

Como puede apreciarse en ella los patrones 1, 2, 3 y 4 presentan un contenido en nutrientes estándar típico de aguas residuales urbanas con o sin aporte industrial mayoritario, siendo interesante para estos casos, tal como se ha definido en el párrafo anterior, el fraccionamiento de la materia orgánica Si bien se puede destacar el patrón 3, por su alto contenido en nitrógeno orgánico, típico de aguas con corto recorrido por la red de saneamiento, y el patrón 4, por corresponder a aguas poco cargadas de época de lluvia en la que el nivel de nitratos es elevado en el afluente.

Los patrones 5 y 6 presentan una especial importancia, puesto que en estos casos el nivel de nutrientes es muy elevado.

**PATRÓN 5**. AGUA RESIDUAL CON CARGA DE NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA. Aguas ricas en amonio, con contenido bajo en formas reducidas (nitritos y nitratos) correspondiente a choques de carga de amonio. Supondrán una fuerte nitrificación y, por consiguiente, requerirán de una gestión muy eficiente de

la materia orgánica para conseguir desnitrificar. Así mismo, su alto contenido en fósforo requerirá alcanzar procesos de anaerobiosis extensos para llegar a límites de reducción adecuados.

**PATRÓN 6.** AGUAS RESIDUALES RICAS EN NUTRIENTES PERO BAJO CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA. Este patrón es típico de aguas retornadas a cabecera de plantas de tratamientos anaerobios, normalmente los reboses de los digestores anaerobios. Suponen un reto al proceso, puesto que requieren de un alto contenido en materia orgánica para alcanzar rendimientos aceptables que la propia agua no aporta. No obstante, este tipo de reboses es de alta concentración pero de bajo caudal, por tanto, el sistema puede llegar a asumirlo gestionando la materia orgánica.

#### 7.3 Resultados con respecto a los rendimientos de reducción del contenido en materia orgánica y nutrientes.

Una vez caracterizados convenientemente todos los patrones la totalidad de las muestras se procesó en paralelo en los dos módulos construidos, de forma que ambos recibían cada vez el mismo perfil de contaminación. De esta manera se puedieron comparar fácilmente las prestaciones de cada uno de los sistemas de control que gestionan cada módulo: el control básico instalado en la planta real y el desarrollado en el presente trabajo como mejora del anterior. Los resultados obtenidos se presentarán agrupándolos por patrones, especificando los rendimientos medios obtenidos por cada sistema en la eliminación de de cada uno de los contaminantes considerados.

# 7.4 Resultados de rendimientos para el agua patrón 1.

Se muestran los resultados porcentuales de eliminación tanto de la materia orgánica como del nitrógeno y fósforo total, figura 62, para que sean comparables con los que se establecen en la normativa. Igualmente se muestra el porcentaje de nitrificación y desnitrificación conseguido.



Figura 62. Resultados de los rendimientos de remoción para el agua patrón 1.

Este patrón se caracteriza por un alto contenido en materia soluble, es decir, materia rápidamente asimilable por el material biológico, por tanto, la consecución de altos rendimientos de remoción de DQO era esperable, tanto con supervisión como sin ella. Ahora bien, las principales diferencias las encontramos en la mejora de los rendimientos de remoción de nitrógeno y fósforo, derivados de que el sistema supervisor baja la consigna de paro de sistemas de aireación y permite limitar la oxidación, tal y como muestra en el incremento de nitratos desnitrificados.

De esta forma, se cumplen los requerimientos de eliminación de nitrógeno especificados en la normativa, si bien, con respecto al fósforo no se llega a alcanzar el porcentaje de reducción requerido, esto es, un 80 % de reducción. A día de hoy este requerimiento es muy difícil de alcanzar únicamente de forma biológica. Sin embargo, la alta tasa de eliminación alcanzada, mejor que la obtenida por el controlador de la planta real, permite limitar la cantidad de precipitante químico que se tiene que añadir para conseguirlo, ahorrando, por tanto, costes de gestión.

#### 7.5 Resultados de rendimientos para el agua patrón 2.

Este patrón engloba a todas las aguas afluentes con predominancia de material coloidal, es decir, material rápidamente hidrolizable. Los resultados alcanzados se muestran en la figura 63.



Figura 63. Resultados de los rendimientos de remoción para el agua patrón 2.

Tal y como se puede apreciar en ella los rendimientos son superiores al caso anterior, ya que, el hecho de predominar un proceso de hidrólisis permite una cinética más lenta que se extiende hasta los ciclos de no aireación, permitiendo una disponibilidad de materia orgánica más continuada en el tiempo. El control supervisor desarrollado, extendiendo los ciclos de no aireación, ha permitido gestionar de forma muy eficiente la eliminación de la materia orgánica, al mismo tiempo que conseguido alcanzar porcentajes de eliminación de nitrógeno muy buenos, por encima del 80 %, así como en fósforo, ya que ha conseguido cumplir con la normativa en el 65 % de los casos de aguas afluentes. El sistema propuesto ha mejorado las prestaciones en todos los casos salvo en el referente al amonio, en el que las prestaciones han quedado parejas, aunque con un valor realmente alto del 90 %.

#### 7.6 Resultados de rendimiento para el agua patrón 3.

Este patrón se caracteriza por la predominancia de materia orgánica particulada, correspondiendo a un agua residual urbana típica por su distribución del tamaño de partícula. En este caso, al igual que en el caso anterior, la hidrólisis es imprescindible, de forma que la cinética que predomina es la lentamente biodegradable, extendiendo en el tiempo la disponibilidad de materia orgánica. Los rendimientos, a la vista de la figura 64, son muy similares a los obtenidos en el caso anterior.



Figura 64. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 3.

Cabe destacar que el control base de ciclos alternados sin supervisión para este caso proporcionaba ya unos rendimientos aceptables. El control supervisor desarrollado en el presente trabajo, opta para estos casos por extender los ciclos de no aireación, permitiendo una gestión de la materia orgánica muy eficiente, que alarga los ciclos hasta alcanzar un régimen de anaerobiosis que optimiza los rendimientos de reducción del contenido en fósforo.

Como puede apreciarse en la figura el control supervisor ha mejorado significativamente la reducción del contenido en fósforo, consiguiendo rendimientos acorde con la normativa en el 75 % de los casos. Para el nitrógeno, ambos controladores cumplen la normativa, si bien, la desnitrificación se ve significativamente mejorada en el sistema dotado de supervisión, lo que repercute en mejora de las condiciones de estabilidad de la decantación, ya que protege a los decantadores del levantamiento de la capa de fango acumulado en su fondo.

#### 7.7 Resultados de rendimientos para el agua patrón 4.

Se trata del patrón que plantea mayor dificultad para una planta, ya que, si bien, los choques de carga pueden ser asumidos por el sistema depurativo, la carga diluida, aunque no afecte en gran medida a los resultados puesto que la concentración afluente es baja, si que afecta, y en gran medida, a la gestión del proceso, ya que los desequilibrios microbiológicos y el lavado del material bacteriano por exceso de caudal conllevan estados transitorios que se pueden extender más allá de un tiempo de retención celular, es decir, puede conllevar más de 20 días volver a estabilizar el sistema.

Tal como muestra la figura 65, el control sin supervisión, desde el punto de vista de los rendimientos en porcentaje, y fundamentalmente para los nutrientes, no cumple con la normativa, siempre y cuando se haga referencia a los rendimientos mínimos. Sin embargo, si se hace referencia a la concentración de salida, se asegura que los límites de nitrógeno efluente han estado por debajo de 15 mg L<sup>-1</sup>, es decir, el control sin supervisión consigue mantener una remoción de nitrógeno aceptable. Por el contrario, para el caso del fósforo no consigue cumplir con la normativa en ningún caso, puesto que no alcanza un rendimiento del 80 % ni consigue bajar de un valor de 2 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total en el efluente.



Figura 65. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 4.

El control supervisor desarrollado permite identificar la falta de materia orgánica y decidir extender la aireación, e, igualmente, extender los ciclos de no aireación. De esta forma el exceso de aireación fomenta la respiración endógena, que por lisis aporta una cierta cantidad de materia orgánica, la cual se consume en ciclos extensos de no aireación, compensado energéticamente y mejorando en gran medida el nitrógeno desnitrificado y los rendimientos de eliminación tanto de fósforo como de nitrógeno. Gracias a ello se ha conseguido cumplir con la normativa para nitrógeno y para fósforo en el 46 % de los casos, un resultado realmente bueno dada la dificultad que entraña el tratamiento de las aguas afluentes que siguen este patrón.

# 7.8 Resultados de rendimientos para el patrón 5.

Este patrón engloba los choques de carga tanto de materia orgánica como de nutrientes. Se trata de altas concentraciones de contaminantes, que al entrar en una depuradora sobredimensionada pueden ser procesados adecuadamente ya que se cuenta con capacidad de amortiguación para soportarlos sin problema. Los resultados obtenidos para este caso se muestran en la figura 66.



Figura 66. Resultado de los rendimientos de remoción para el patrón 5.

En ella puede apreciarse como la materia orgánica es oxidada por ambos controladores de una forma adecuada. Sin embargo, se observa una gran diferencia en lo que a rendimientos en la eliminación de nutrientes se refiere. El control sin supervisión consigue llegar a buenos rendimientos para el nitrógeno, pero muy pobres para el fósforo, mientras que el control con supervisión, con capacidad para determinar que el sistema sufre un choque de carga, decide mantener un nivel de aireación aceptable, sin modificar el umbral, pero extiende el ciclo de no aireación, de forma que la materia orgánica sufre ciclos de aceptor de electrones (aireación en marcha), que regulan el choque orgánico y lo suavizan, y donador de electrones (aireación parada), que permiten desnitrificar rápidamente y alcanzar la fase anaerobia para favorecer la reducción del fósforo. En base a esto, el control supervisor asegura el cumplimiento de la normativa en lo que al nitrógeno se refiere, consiguiendo una reducción importante del precipitante necesario para llegar a los límites de vertido de fósforo.

# 7.9 Resultados de rendimiento para el patrón 6.

A pesar de que este patrón es el que menos aguas engloba, un total de cinco muestras afluentes, tres de las cuales procedentes de reboses de la digestión anaerobia de grandes plantas de fangos activos convencionales y dos de ellas muestras sintéticas que reproducen las condiciones de choque de nutrientes sin materia orgánica, se trata del patrón que mayor reto supone para el controlador supervisor, puesto que el contenido en materia orgánica a gestionar en muy bajo. Sus resultados pueden verse en la figura 67.



Figura 67. Resultados de los rendimientos de remoción para el patrón 6.

En esta figura se observa que el control sin supervisión no tiene capacidad para desnitrificar el nitrato generado por aireación, por lo que los rendimientos alcanzados son bajos.

En este caso, el control supervisor extiende los ciclos de no aireación, favoreciendo que el propio afluente aporte materia orgánica que no será oxidada. Por ello la nitrificación no alcanzará valores altos, de tal manera que a la salida el valor de nitrógeno total que se obtiene está por debajo de 15 mg L<sup>-1</sup>, estando compuesto a partes iguales por nitratos y amonio. Se consigue, de este modo, cumplir con los rendimientos normativos. En lo que respecta al fósforo, los rendimientos se mejoran en gran medida, gracias a la extensión del ciclo de no aireación que el control supervisado propicia. Sin embargo, no se han alcanzado los rendimientos exigidos en la normativa con ninguna de las cinco muestras que han sido analizadas. A pesar de ello, se puede concluir que el tipo de supervisión desarrollada permite identificar cuándo los vertidos de reboses de digestores anaerobios afectan al proceso, tomando las medidas necesarias para proporcionar un tratamiento adecuado que facilita que, aunque no se consigan unos rendimiento acordes con la normativa, al menos reduce la concentración de contaminantes lo suficiente como para conseguir una disminución significativa en los costes de reactivos que hay que añadir para conseguir alcanzar los límites que establece la normativa para el efluente final.

#### 7.10 Resultados con respecto al ahorro energético derivado de la supervisión.

Finalmente, en este apartado se muestra el ahorro energético derivado de la gestión de la materia orgánica en fase de anoxia/anaerobiosis, es decir, la reducción del contenido de DQO del agua sin necesidad de oxidar que aporta la supervisión con respecto al control base de alternancia de ciclos. En otras palabras se muestra el ahorro energético obtenido en el uso de las soplantes gracias a la inclusión de ciclos de anoxia/anaerobiosis. Las mejoras obtenidas, expresadas en términos porcentuales, pueden apreciarse en la figura 68.



Figura 68. Ahorro energético en la gestión de materia orgánica mediante el control supervisor.

Como puede apreciarse en ella se han alcanzado ahorros energéticos muy importantes, superiores al 20 % para los patrones 4 y 6. Es de especial importancia el ahorro obtenido con el patrón 4, puesto que engloba las aguas residuales afluentes urbanas típicas. Estos valores ponen de manifiesto que el control supervisor desarrollado introduce mejoras muy significativas tanto en rendimientos como en ahorro energético en el normal funcionamiento de una estación depuradora de aguas residuales urbana.

En lo que respecta al agua patrón 6, es decir, el agua rica en nutrientes y pobre en materia orgánica, el supervisor opta por limitar la oxidación, de forma que el ahorro energético en el sistema de aireación queda patente.

En lo que respecta a los patrones 2, 3 y 5 el control supervisor ha introducido mejoras significativas, con ahorros superiores a un 10 % en términos energéticos, lo que pone de manifiesto, de nuevo, la bondad del control desarrolado. Sin embargo, para el agua patrón 1, dicho ahorro ha sido limitado, derivado de ser un patrón de agua residual rica en materia soluble, la cual se asimila en los primeros momentos de aireación.

Por tanto, queda patente que el control supervisor, mediante la gestión de la materia orgánica, ha permitido tanto mejorar los rendimientos de eliminación de nutrientes como ahorrar costes energéticos de la instalación, suponiendo una herramienta muy válida de aplicación diaria en los sistemas de control y gestión de estaciones depuradoras urbanas de pequeño y mediano calado, que bien sufran problemas de sobredimensionamiento, bien estén trabajando en rango nominal de carga, pudiendo ser optimizadas y chequeadas mediante un sistema inteligente.

# 8 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

# 8.1 Conclusiones.

Se exponen a continuación las principales conclusiones extraídas del presente trabajo. En el mismo, se muestran dos bloques bien diferenciados, el primero de ellos dedicado a analizar la situación de la depuración de aguas residuales en la comunidad extremeña, de manera que una vez definida la principal problemática depurativa, desarrollar en un segundo bloque un sistema de gestión biológica con capacidad tanto para controlar el proceso biológico, como para actuar como un módulo independiente con capacidad para chequear el proceso depurativo.

Por tanto, las conclusiones a nivel del primer bloque son:

1. Tras el análisis de un total de 52 proyectos de estaciones depuradoras de aguas residuales, se concluye que las mismas han sido diseñadas para alcanzar edades del fango de 20 días con configuraciones de dique de oxidación. De esta manera, se diseñan volúmenes de reactores biológicos sobredimensionados, dificultando en gran medida la gestión de las EDAR.

- 2. En base al análisis de los datos aportados a la comisión europea por parte del ministerio español en el año 2013 y tras su actualización con los datos aportados por las entidades que gestionan el 95% de las EDAR Extremeñas, se concluye que tanto en la provincia pacense como en la cacereña, las medianas y pequeñas EDAR asumen un porcentaje de la carga depurativa superior al que asumen las grandes EDAR. De manera que la situación extremeña resulta completamente distinta a la situación depurativa nacional.
- 3. Finalmente, del análisis de las normativas de vertido, se concluye que Extremadura, por estar sus dos provincias atravesadas a cuencas hidrográficas intercomunitarias, está sujeta a límites restrictivos de reducción de nutrientes, siendo un reto difícil de asumir ante la situación de plantas sobredimensionadas.

A continuación, una vez dibujada la realidad depurativa extremeña, se presentan las conclusiones del control diseñado, para el cual se ha trabajado en definir nuevos parámetros de control, estudiar sus relaciones con los índices de rendimiento y diseñas un SGB base complementado con un control supervisor que aumenta la eficiencia de reducción de nutrientes e introduce un ahorro energético.

- Se ha identificado como perfiles de control el oxígeno y el potencial redox como óptimos para sistemas sobredimensionados, por corresponder con índices de variación altos en comparación con los que presentan sensores de medida directa de nutrientes. Igualmente, dichos sensores, a nivel comercial, se corresponden con los sensores de menor precio y con mayor robustez.
- 2. Se han identificados un total de 3200 ciclos de aireación/ no aireación llevados a cabo por un sistema de gestión biológica definido y patentado por la Universidad de Extremadura, sobre dichos ciclos se han medido un total de 16 variables, generándose un matriz de 16 x 3200 datos, introduciéndose parámetros novedosos de control.
- 3. Se han estudiado las correlaciones de dichas variables mediante un análisis basado en redes neuronales, en concreto, empleando una potente red, denominada mapa auto organizativa o red SOM, identificándose las variables de mayor peso, que son la variable ORAS para el ciclo de oxidación, el OUR para el ciclo de transición de oxidación a reducción y el ORP arrow para el ciclo de reducción.
- 4. Se ha empleado un análisis clúster basado en la técnica K-means sobre el mapa ofrecido por el análisis de la red nueronal con objeto de caracterizar

los valores de las variables ORAS, OUR y ORP arrow en los clásicos regímenes de verano e invierno e igualmente ante las situaciones de estrés que ocasiona una sobrecarga hidráulica y una sobrecarga orgánica.

- 5. Con los mismos, se ha definido un sistema supervisor, el cual identifica y chequea el estado depurativo y ajusta los valores del controlador base.
- 6. Se ha diseñado y construido dos módulos de pruebas experimentales, con objeto de testear los controladores desarrollados, pero que igualmente pueden actuar como bancada de pruebas de cualquier controlador, puesto que se cuenta con un sistema de gestión de dicho módulo completamente abierto y comunicado mediante el lenguaje de programación Matlab, ampliamente empleado a nivel de investigación y de docencia.
- 7. Se ha demostrado que el controlador base definido en la fase de extracción de características estaba limitado, por no poseer capacidad para detectar el nivel de sobredimensionamiento, de manera que se ha introducido un nuevo parámetro, el NOUR, el cual identifica la tendencia de reducir o acumular nitratos que muestran los sistemas sobredimensionados.
- 8. Se ha mostrado que el controlador supervisor actuando sobre el control base basado en el OUR y el NOUR introduce mejoras de rendimientos de nitrógeno y fósforo e igualmente mejora el sistema, mediante la introducción de ahorros energéticos.

# 8.2 Líneas futuras.

Con objeto de definir las líneas futuras, se centran principalmente en trabajar en dos campos:

- 1. Incluir el control base con los parámetros NOUR y OUR en una planta real, evaluando las mejoras que los mismo introducen en un sistema real.
- 2. Introducir un mayor nivel de inteligencia en el control supervisor. Para aquellos casos en los que los sistemas de aireación funcionen mediante variadores de frecuencia que controlen las revoluciones de giro de estos sistemas, se propone el empleo de lógica borrosa como línea futura de mejora del mismo.
- 3. Finalmente, abarcar el control de los sistemas de bombeo de fango de recirculación y de purga. Se ha mostrado que el control base permite gestionar la materia orgánica, de manera que atendiendo a que dicha

materia orgánica queda retenida en la mas de fangos, el control de la recirculación y la purga de los mismos en base a los parámetros ya definidos y a la posible definición de nuevos parámetros permitirá un control total sobre la estación depuradora, cerrando el círculo de ahorros energéticos y aportando estabilidad a los procesos biológicos.

# 9 **BIBLIOGRAFÍA**

- [1]. P.T. Martin de la Vega, E. Martínez de Salazar, M. Jaramillo. "Evaluation of municipal wastewater treatment plants with differente technologies at Extremadura". International congress III SmallWat'11Wastewater in small communities. Sevilla, 2.011.
- [2]. D. Jenkins, M. G. Richard, G. T. Daigger. "Manual of the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming". Lewis Publisher (Michigan). 2003.
- [3]. INE. "Cifras Oficiales de Población de los Municipios Españoles: Revisión del Padrón Municipal - Población a 1 de enero de 2014". INE, 2014
- [4]. Metcalf & Eddy. "Wastewater Engineering. Treatment and reuse". Fourth Edition. McGraw Hill. Singapure. 2.004.
- [5]. Larrea, L. "XXVIII Curso sobre tratamiento de aguas residuals y explotación de estaciones depuradoras. 15-26 Noviembre". Madrid, CEDEX. 2010.

- [6]. ATV A 131E. "Dimensioning of Single-Stage Acivated Sludge Plants". DVWK, Hennef, Alemania. 2000.
- [7]. G. A. Ekama. "Biological Nutrient Removal" Elsevier, South Africa, Cape Town, 2.011.
- [8]. P. Battistoni, A. De Angelis, R. Boccadoro, D. Bolzonella. "An automatically Controlled Alternate Oxic-Anoxic Process for Small Municipal Wastewater Treatment Plants". Ind. Eng. Chem. Res., vol. 42, pp. 509-515, 2.003.
- [9]. APHA, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" San Diego. 1.995
- [10]. M. Henze, W. Gujer, T. Mino. "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing. London. 1.999.
- [11]. R. Seviour, P. H. Nielsen. Microbial ecology of activated sludge. IWA Publishing. London. 2.010
- [12]. D. S. Lee, J. M. Park, P. A. Vanrolleghem. "Adaptative multi-scale principal component analysis for on-line monitoring of a sequencing batch reactor". Journal of Biotechnology, vol. 116 (2), pp 195-210, 2.005.
- [13]. I. Jubany, J. Carrera, J. Lafuente, J. A. Baeza. "Start-up of a nitrification with automatic control to treat highly ammonium wastewater: Experimental results and modeling". Chemical Engineering Journal, vol. 144, pp. 407-419, 2.008.
- [14]. A. Gali, J. Dosta, M. C. M. van Loosdrecht, J. Mata-Alvarez. "Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process" Process Biochemistry, vol. 42(4), pp 715-720, 2.007.
- [15]. R. Seviour, P. H. Nielsen. Microbial ecology of activated sludge. IWA Publishing. London. 2.010
- [16]. M. C. Wentzel, Y. Comeau, G. A. Ekama, M. C. M. Loosdrecht, D. Brdjanovic. "Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design. Chapter 7. Phosphorus Removal. IWA Publishing, London, UK, 2.008.

- [17]. A. Oehmen, P. C. Lemos, G. Carvalho, Z. Yuan, J. Keller, L. L. Blackall. "Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. Water Research, vol. 41(11). pp. 2271-2300, 2.007.
- [18]. G. J. F. Smolders, J. Vandermeij, M. C. M. van Loosdrecht, J. J. Heijnen. "Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process- stoichiometry and pH influence." Biotechnol. Bioeng, vol 43(6), pp. 837-848. 1994.
- [19]. K. Dircks, M. Henze, M. C. M. Loosdrecht, H. Mosbaek, H. Aspegren. "Storage and degradation of Poly-β-Hydroxybutyrate in activated sludge under aerobic conditions". Wat. Res., vol 35(9), pp. 2277-2285. 2.001.
- [20]. J. P. Kerrn-Jespersen, M. Henze. "Biological phosphorus uptake under anoci and aerobic conditions." Wat. Res., vol 27(4), pp. 617-624. 1.993
- [21]. Universidad de Extremadura. "Procedimiento para controlar la aportación de oxígeno en sistemas biológicos" Patente nº ES 2 361 209 A1. 2.009.
- [22]. A. Martins, J. J. Heijnen, M. van Loosdrecht. "Effect of feeding pattern and storage on the sludge setteability under aerobic conditions". Water Research, vol. 37, nº 11, pp. 2555-2570. 2.003.
- [23]. F. García-Ochoa, E. Gómez, V. Santos, J. Merchuk. "Oxygen uptake rate in microbial processes: An overview". Biochemical Engineering Journal, vol. 49, pp. 289-307, 2010.
- [24]. E. N. Cassano, A. H. Lynch, J. J. Cassano, M. R. Koslow. "Classification of synoptic patterns in the western Arctic associated with the extreme events at Borrow. Alaska. USA" Clim. Res., vol. 30, pp. 83-97. 2.006.
- [25]. M. Y. Kiang, A. Kumar. "An evaluation of self-organizing map networks as a robust alternative to factor analysis in data mining applications" Inf. Syst. Res., vol 12(2), pp. 177-194. 2000.
- [26]. D. B. Reusch, R. B. alley, B. C. Hewitson. "Relaitve performance of self organizing maps and principal component analysis in pattern extraction from synthetic climatological data. Polar Geogr., vol. 29(3), pp. 188-212. 2.005.

- [27]. K. Nishiyama, S. Endo, K. Jinno, C. Bertachi-Uvo, J. Olsson, R. Berndtsoon. "Identifications of typical synoptic pattern causing heavy rainfall in the rainy season in Japan by Self-Organizing Map" Atmos. Res., vol. 83, pp. 185-200. 2.007.
- [28]. E. Rousi, C. Anagnostopoulou, K. Tolika, P. Maheras. Representing teleconnectio patterns over Europe: A comparison of SOM and PCA methods" Atmospheric Res., vol 152, pp. 123-137. 2.015.
- [29]. W. L. Martínez & Angel R. Martínez. "Computational Statistics Handbook with Matlab. Second Edition" Francis & Taylor Group. LLC, 2.007.
- [30]. T. Kohonen. "The self-organizing map." Neurocomputing, vol. 21, pp. 1-6, 1.998.
- [31]. Y.-S. Park, M.-Y. Song, Y.-C. Park, K.-H. Oh, E. Cho, T.-S. Chon. "Community patterns of benthic macroinvertebrates collected on the national scale in Korea". Ecological Modelling, vol. 203, pp. 26-33. 2.007.
- [32]. J. Versanto, J. Himberg, E. Alhoniemi, J. Parahankangas. "SOM toolbox for Mtlab 5. Helsinki University Report A57, 2.000.
- [33]. I. Machón, H. López. "End-point detection of the aerobic phase in a biological reactor using SOM and clustering algorithms." Engineering Applications of Intelligence Artificial, vol. 19, pp. 19-27, 2.006.
- [34]. A. Hentari, A. Kawamura, H. Amaguchi, Y. Isen. "Evaluation of sedimentation vulnerability at small hillside reservoir in the semi-arid region of Tunisia using the Self-Organizing Map. Geomorphology, vol. 122, pp. 56-64. 2.010.
- [35]. Y. H. Jin, A. Kawamura, S. C. Park, N. Nakagawa, H. Amaguchi, J. Olsson. "Spatiotemporal clasification of environmental monitoring data in the Yeongsan River basin, Korea, using self-organizing maps". J. Environ. Monit., vol. 13, pp. 2886.2894. 2.011.
- [36]. T. T. Nguyen, A. Kawamura, T. N. Tong, N. Nakagawa, H. Amaguchi, R. Gilbuena. "Clustering spatio-temporal hydrogeochemical data using selforganiing maps for groundwater quality assessment in the Red River Delta, Vietnam". Journal of Hydrology, vol. 522, pp. 661-675. 2.015.
- [37]. L. G. Hilario, M. G. Ivan. "Self-organizing map and clustering for wastewater treatment monitoring" Eng. Appl. Artif. Intell., vol. 17, pp. 215-225. 2.004.
- [38]. K. S. Jeong, D. G. Hong, M. S. Byeon, J. C. Jeong, H. C. Kim. "Stream modification patterns in a river basin, field survey and self-organizing map (SOM) application. Ecol. Inform., vol. 5, pp. 293-303. 2.010.
- [39]. T. Kohonen. "Self-Organizing Maps" Springer-Verlag. Nueva York, 2.000.
- [40]. T. Kohonen. "Self-Organizing Maps" Springer. Nueva York, 1.997.
- [41]. M. Merkow, R. K. DeLisle. "Improving the performance of selforganizing maps via growing representations" Journal of Chemical Information and Modeling, vol. 47(5), pp. 1.797-1.807. 2.007.
- [42]. M. Van Der Voort, M. Dougherty, S. Watson. "Combining Kohonen maps with ARIMA time series model to forecast traffic flow" Transportation Research Part C: Emerging Technologies, vol. 4(5), pp. 307-318. 1.996.
- [43]. A. Asgary, A. Naini, J. Levy. "Modeling the risk of structural fire incidents using a self-organizing map" Fire safety Journal, vol. 49, pp. 1-9. 2.012.
- [44]. E. López-Rubio, A. Díaz. "Grid topoliges for the self-organizing map". Neural Netwoks, vol. 56, pp. 35-48. 2.014.
- [45]. M. Y. Kiang, U. R. Kulkami, R. S. Louis. "Circular/Wrap-around selforganizing map networks: an empirical study in clustering and classification". The Journal of the Operational Research Society, vol. 52, pp. 93-101. 2.001
- [46]. M. C. Su, T.-K. Liu, H.-T. Chang. "Improving self-organizing feature map algorithm using an efficient initialization scheme". Tamkang Journal of Science and Engineering, vol. 5, pp. 35-48. 2.002.
- [47]. M.H. Ghaseminezhad, A. Karami. "A novel self-organizing map (SOM) neural network for discrete groups of data clustering" Applied Soft Computing, vol 11. pp. 3771-3778, 2.011.

- [48]. J. Kangas, T. Kohonen. "Developments and applications of the selforganizing map and related algorithms." Mathematics and Computers in Simulation, vol 41, pp. 3-12, 1.998.
- [49]. S. Al-Harbi, V. Rayward-Smith. "Adapting k-means for supervised clustering." Appleid Intelligence, vol. 24 (3), pp. 219-226. 2.006.
- [50]. D. L. Davies, D. W. Bouldin. "A cluster separation measure" Pattern Analysis and Machine Intelligence, vol 1(2), pp. 224-227. 1979.
- [51]. R. Lletí, M. C. Ortiz, L. A. Sarabia, M. S. Sánchez. Selecting variables for k-menas cluster analysis by using a genetic algorithm that optimises the silhouettes. Analytica Chimica Acta, vol. 515, pp. 87-100. 2.004
- [52]. S. Redmond, C. Heneghan. "A method for initializing the K-means clustering akgorithm using KD-trees" Pattern Recognition Letters, vol 28, nº 8, pp. 965-973. 2.007.
- [53]. S. Kalyani, K. S. Swarup. "Particle swarm optimization based k-means clustering approach for security assessment in power systems." Expert Systems with Applicitations, vol 38, pp. 10839-10846. 2.011.
- [54]. P.T. Martin de la Vega, E. Martínez de Salazar, M. Jaramillo. "New contributions to the ORP & DO time profile characterization to improve biological nutrient removal". Bioresource Technology, vol. 114, pp. 160-167. 2.012.
- [55]. D. Aguado, T. Montoya, L. Borras, A. Seco, J. Ferrer. "Using SOM and PCA for analysing and interpretind data from a P- removal SBR", Artificial Intelligence, vol. 21, pp. 919-930. 2.008.
- [56]. P.T. Martin de la Vega, M. Jaramillo, E. Martínez de Salazar. "Upgrading the biological nutrient removal process in decentralized WWTPs based on the intelligent control of alternating aeration cycles". Chemical Engineering Journal, vol. 232, pp. 213-220. 2.013.
- [57]. P.T. Martin de la Vega, M. Jaramillo, E. Martínez de Salazar. "Control del proceso de ciclos alternados para la eliminación eficiente de contaminantes en una edar". Dyna, vol. 89(1), pp. 61-68. 2.014.