

OXIDACION EN AGUA SUPERCritica COMO ALTERNATIVA EMERGENTE PARA EL
TRATAMIENTO DE LOS LODOS PROVENIENTES DE LAS PLANTAS DE AGUAS
RESIDUALES.



Autor
EXNEIDER YAMID DIAZ CRUZ

DIPLOMADO EN TRATAMIENTO AVANZADO DEL AGUA

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
PAMPLONA, 2020

OXIDACION EN AGUA SUPERCRITICA COMO ALTERNATIVA EMERGENTE PARA EL
TRATAMIENTO DE LOS LODOS PROVENIENTES DE LAS PLANTAS DE AGUAS
RESIDUALES.



Autor
EXNEIDER YAMID DIAZ CRUZ

TRABAJO DE MONOGRAFIA PARA OPTAR AL TITULO DE INGENIERO AMBIENTAL

Directora
Mg. Ing. DAISSY LORENA RESTREPO

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
PAMPLONA, 2020

DEDICATORIA

En primer lugar, a Dios por ser mi guía cada día, por ser mi apoyo y fortaleza en aquellos momentos de dificultad y debilidad.

A quienes le debo mi vida y el poder culminar con éxito esta etapa, mis padres, sin ellos este gran logro no hubiese sido posible, por ellos y para ellos.

A mi hermana que sin lugar a duda siempre han estado para mí en cualquier momento, recordándome que todo es posible de la mano de nuestra familia y de Dios.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Pág.
RESUMEN	9
ABSTRACT.....	11
INTRODUCCIÓN	12
1. GENERALIDADES DE LAS AGUAS RESIDUALES	14
1.1 ORIGEN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	14
1.2 COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL	16
1.3 TIPOS DE AGUAS RESIDUALES	19
1.4 AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES	20
1.4.1 Clasificación de las industrias según su vertido	22
1.5 TIPOS DE INDUSTRIAS.....	23
1.5.1.2 Industria del algodón	25
1.5.1.3 Industria de fibras químicas.....	27
1.5.2 Industrias de curtidos.....	27
1.5.3 Industrias químicas	29
1.5.4 Industrias productoras de explosivos.....	30
1.5.5 Industrias de fabricación de pesticidas	30
1.5.6 Mataderos	31
1.5.7 Industrias de lácteos.....	32
1.5.8 Industria azucarera.....	32
1.5.9 Industrias papeleras	33
2. PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.....	35
2.1 CLASIFICACIÓN	36
2.2 VENTAJAS.....	37
2.3 DESVENTAJAS	38
2.4 RADICAL HIDROXILO.....	38
3. NORMATIVA	42
4. LODOS	47
4.1 INTRODUCCIÓN A LA GESTIÓN DE LOS LODOS	47
4.2 DEFINICIÓN DE LODO RESIDUAL.....	49

4.3 CLASIFICACIÓN DE LOS LODOS	49
4.3.1 Atendiendo al origen del efluente.....	50
4.3.2 En función de la etapa de tratamiento de las AR en la que se genera	50
4.3.3 En función del tipo de tratamiento dado en la línea de lodos.....	53
4.4 CLASIFICACIÓN DE LOS BIOSÓLIDOS.....	54
4.5 PRINCIPALES CONTAMINANTES DE LOS BIOSÓLIDOS	56
4.5.1 Metales.....	57
4.5.2 Agentes patógenos	59
4.5.3 Nutrientes y materia orgánica.....	61
4.5.4 Contaminantes orgánicos.....	61
4.6 TRATAMIENTO DE LOS LODOS DE PTAR.....	62
4.6.1 Espesamiento de lodos.....	63
4.6.2 Estabilización de lodos	64
4.6.3 Deshidratación de lodos.....	71
4.7 SITUACIÓN ACTUAL DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LAS	72
AGUAS RESIDUALES Y LODOS DE DEPURADORA EN COLOMBIA	72
5. OXIDACION EN AGUA SUPERCRITICA.....	73
5.1 PROPIEDADES.....	74
5.1.1 Densidad	74
5.1.2 Constante dieléctrica.....	75
5.1.3 Producto iónico.....	76
5.1.4 Viscosidad	77
5.1.5 Capacidad calorífica	78
5.1.6 Conductividad térmica.....	79
5.2 DESARROLLO DEL SCWO	80
5.3 FUNDAMENTOS Y CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO OASC	86
5.3.1 Diagrama de flujo general del proceso	87
5.3.2 Acondicionamiento de la alimentación y presurización.....	88
5.3.3 Precalentamiento	89
5.3.4 Reacción	89
5.3.5 Formación de sales y separación	89

5.3.6 Enfriamiento	90
5.3.7 Despresurización	90
5.3.8 Purificación del agua de salida	90
5.4 PROBLEMAS DETECTADOS.....	91
5.5 RECUPERACIÓN DE ENERGÍA EN PLANTAS SCWO	96
5.6 ASPECTOS ECONÓMICOS	98
6. APLICACIONES DEL OASC EN EL TRATAMIENTO DE LOS LODOS DE LAS PTAR	101
6.1 Descomposición de productos orgánicos	101
6.1.1 Influencia de los parámetros de operación en las tasas de eliminación de orgánicas	101
6.1.2 Análisis cinético	102
6.1.3 Análisis de mecanismos.....	103
6.2 SISTEMAS TÍPICOS	103
6.2.1 Plantas pilotos.....	104
6.2.2 sistemas comerciales.....	106
6.3 LO ÚLTIMO EN AVANCES EN LA TECNOLOGÍA OASC.....	111
CONCLUSIONES	113
BIBLIOGRAFIA	114

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

	Pág.
Ilustración 1. Flujo de las aguas residuales.....	15
Ilustración 2. Aspectos que caracterizan el agua residual.....	16
Ilustración 3. Clasificación de las aguas residuales según su origen.....	19
Ilustración 4. Clasificación de industrias según su vertido.....	24
Ilustración 5. Proceso de la lana.	25
Ilustración 6. Procesos con sus vertidos característicos.....	26
Ilustración 7. Proceso de adobado.	27
Ilustración 8. Proceso de curtido.....	28
Ilustración 9. Tipos de explosivos fabricados.....	30
Ilustración 10. DBO5 de los vertidos de la industria azucarera.....	33
Ilustración 11. Vertimientos característicos de la producción de pasta de papel.....	34
Ilustración 12. Clasificación de los procesos de oxidación avanzada.	36
Ilustración 13. Características del radical hidroxilo.	40
Ilustración 14. Puntos de generación de lodos en una PTAR.	51
Ilustración 15. Proceso convencional de generación y tratamiento de lodos.	63
Ilustración 16. Principales procesos de estabilización de lodos.	66
Ilustración 17. Situación actual del tratamiento de las AR y los lodos de las PTARs.....	72
Ilustración 18. Diagrama de fase (P, T) para el agua.....	73
Ilustración 19. Diagrama de temperatura y densidad.....	75
Ilustración 20. Constante dieléctrica (ϵ) y producto iónico del agua (K_w) en función de la temperatura a 250 bar.....	76
Ilustración 21. Viscosidad (μ) en función de la temperatura a 250 bar.	77
Ilustración 22. Capacidad calorífica (C_p) en función de la temperatura a 250 bar.	78
Ilustración 23. Conductividad térmica (k) en función de la temperatura a 250 bar.....	79
Ilustración 24. Proceso general de OASC.....	88
Ilustración 25. Principales problemas de OASC en diferentes etapas del proceso.....	93
Ilustración 26. Flow sheet of the HydroProcessing system.	107
Ilustración 27. Flow sheet of the Chematur AB system.	108
Ilustración 28. Flow sheet of the SuperWater Solution system.	110

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Principales contaminantes en aguas residuales municipales, su origen y relevancia.	17
Tabla 2. Parámetros para la caracterización de Aguas Residuales.	19
Tabla 3. Consumo de agua en la industria.	21
Tabla 4. Características de los efluentes de la curtiembre.	29
Tabla 5. Composición del agua residual de un matadero.	31
Tabla 6. Composición del agua residual de la industria láctea.	32
Tabla 7. Potencial de oxidación.	39
Tabla 8. Normatividad legal vigente manejo de lodos o biosólidos.	42
Tabla 9. Criterios con límites máximos permisibles de los biosólidos con su categoría correspondiente.	44
Tabla 10. Producción de biosólido y frecuencia de análisis.	46
Tabla 11. Parámetros de los diferentes tipos de lodos.	49
Tabla 12. Principales fuentes de metales presentes en los lodos.	59
Tabla 13. Tecnologías de estabilización de lodos y métodos de eliminación final.	66
Tabla 14. Procesos de tratamiento de aguas residuales y el grado correspondiente de estabilización de lodos.	68
Tabla 15. Comparación entre lodos crudos y lodos digeridos anaeróbicamente.	69
Tabla 16. Compilación de los principales compuestos estudiados.	80
Tabla 17. Aguas industriales más estudiadas en las últimas décadas.	83
Tabla 18. Instalaciones de plantas piloto.	84
Tabla 19. Instalaciones de OASC comercializadas hasta la fecha.	85
Tabla 20. Resumen de algunos residuos industriales eliminados mediante el proceso OASC. ...	87

RESUMEN

En el presente trabajo se realiza una revisión bibliográfica acerca de la oxidación en agua supercrítica, en el, se describe su concepto, se detalla el proceso de funcionamiento y una serie estudios que han hecho diferentes organizaciones y autores, tratando diferentes sustancias contaminantes, obteniendo resultados positivos para esta tecnología; y de donde, se enumeran una serie de ventajas y desventajas, que tiene esta, frente a otras tecnologías convencionales. Así mismo, se destaca la importancia de tratar los lodos de depuradoras obtenidos del tratamiento de las aguas residuales domésticas, mediante el OASC, para ser eliminados de forma segura, y prevenir la contaminación ambiental y reducir al mínimo los riesgos para la salud pública.

En el contenido monográfico también se destaca los avances que ha tenido el OASC a través de los años, comenzando en Estados Unidos y extendiéndose el interés hacia Asia, Europa y por ultimo Suramérica; llegando a Colombia, donde se tiene conocimiento del registro de una patente por parte de la Universidad del Valle, siendo la primera patente de Colombia registrada en China (2013), un prototipo que utiliza el OASC para eliminar el 99,9999% de los PCB (bifenilos policlorados), que son contaminantes tóxicos, cancerígenos y teratogénicos, además de acumularse en la cadena alimenticia; lo que demuestra que a pesar de los problemas que esta tecnología presenta en cuanto a corrosión, esta sigue evolucionando y proyectándose como una tecnología limpia y efectiva para la eliminación de contaminantes a futuro.

Con la culminación de la monografía se quiere aportar y resaltar la importancia del uso de tecnologías emergentes frente a otras convencionales, en este caso la oxidación en agua supercrítica para el tratamiento de los lodos provenientes de las PTARs, mostrándose como una opción razonable, que respeta el medio ambiente y logra la eliminación de aquellos residuos tóxicos que no pueden ser destruidos por ninguna tecnología convencional, y que lejos de haber disminuido el interés por el proceso OASC, se han incrementado los trabajos de investigación y los proyectos industriales que pretenden implantar esta tecnología en un futuro cercano, dejando en claro que se necesita más apoyo de entidades gubernamentales, que apoyen y faciliten el desarrollo de estos proyectos y que abran campo a nuevas investigaciones.

Palabras clave: oxidación en agua supercrítica, procesos de oxidación avanzada, lodos.

ABSTRACT

In the present work, a bibliographic review about supercritical water oxidation is made, describing its concept, detailing the operation process and a series of studies that have been made by different organizations and authors, treating different pollutants, obtaining positive results for this technology; and from where, a series of advantages and disadvantages are enumerated, that this one has, in front of other conventional technologies. Likewise, the importance of treating the sewage sludge obtained from the treatment of domestic wastewater, through the OASC, to be safely disposed of, and to prevent environmental pollution and minimize public health risks, is emphasized.

The monographic content also highlights the progress that the OASC has made over the years, beginning in the United States and extending the interest to Asia, Europe and finally South America; arriving in Colombia, where there is knowledge of the registration of a patent by the Universidad del Valle, being the first Colombian patent registered in China (2013), a prototype that uses the OASC to eliminate 99.9999% of PCBs (polychlorinated biphenyls), which are toxic, carcinogenic and teratogenic pollutants, in addition to accumulating in the food chain; This shows that despite the problems this technology presents in terms of corrosion, it continues to evolve and project itself as a clean and effective technology for the elimination of contaminants in the future.

With the culmination of the monograph, we want to contribute and highlight the importance of the use of emerging technologies as opposed to other conventional ones, in this case supercritical water oxidation for the treatment of sludge from the WWTPs, showing itself to be a reasonable option that respects the environment and achieves the elimination of those toxic residues that cannot be destroyed by any conventional technology, and that far from having decreased the interest in the OASC process, there has been an increase in research work and industrial projects that aim to implement this technology in the near future, making it clear that more support is needed from government entities, which will support and facilitate the development of these projects and open up the field to new research.

Keywords: oxidation in supercritical water, advanced oxidation processes, sludge.

INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales es un reto creciente en todo el mundo. Las cantidades de aguas residuales domésticas e industriales siguen aumentando a medida que crece la población y nacen nuevas industrias; lo que, conlleva a construir nuevas instalaciones de tratamiento de aguas residuales, y modernizar las existentes para mantenerse al día con las estrictas normas que las regulan. Los residuos que quedan después del tratamiento de las aguas residuales se denominan lodos, que incluyen los sólidos, así como todos los demás contaminantes y patógenos presentes en las aguas residuales en forma concentrada. Los lodos deben seguir siendo tratados y eliminados de forma segura para prevenir la contaminación ambiental y reducir al mínimo los riesgos para la salud pública. El alto costo del tratamiento de aguas residuales y lodos, la necesidad de procesos de tratamiento avanzados para lograr la eliminación de contaminantes y patógenos emergentes, y las estrictas limitaciones en los sitios de descarga y disposición están forzando a la industria de aguas residuales a buscar tecnologías alternativas que puedan lograr la destrucción completa de los contaminantes químicos y biológicos.

La oxidación en agua supercrítica (OASC) ha surgido como una tecnología viable en los últimos años para el tratamiento de aguas residuales y lodos, que ofrece muchas ventajas como la destrucción de compuestos orgánicos tóxicos y patógenos, la eliminación de olores, la producción de productos finales reutilizables como agua limpia, dióxido de carbono, minerales y metales, así como la generación de calor como subproducto del proceso.

El agua supercrítica es un estado del agua en el que tanto la presión como la temperatura son superiores al punto crítico ($T_c=374$ °C, $P_c=22,1$ MPa). En este estado, el líquido y el vapor coexisten en equilibrio, y el agua exhibe muchas propiedades únicas, tales como alta difusividad, baja viscosidad, constante dieléctrica controlable, efecto reducido de los enlaces de hidrógeno y buena calidad. propiedades de transporte de calor (Zhang et al., 2016).

En los EE.UU., Japón, China, Francia y Suecia se han utilizado sistemas OASC piloto y a pequeña escala para el tratamiento de aguas residuales y lodos (Swanstrom, 2005; Sloan et al., 2009; Xu et

al., 2012; Marrone, 2013), y en la actualidad hay varias empresas que trabajan activamente en la comercialización de sistemas OASC y en el diseño de soluciones a los problemas operativos que se plantean. La tecnología OASC puede utilizarse para el tratamiento de lodos domésticos e industriales. OASC ofrece ventajas particularmente para el tratamiento de lodos contaminados con contaminantes orgánicos emergentes, compuestos tóxicos y compuestos como metales pesados.

La presente recopilación investigativa proporciona las propiedades, características, usos y ventajas que genera la oxidación en agua supercrítica, así como las alternativas que esta presenta para la remoción de contaminantes en otras industrias.

De igual forma el documento proporciona las diferentes metodologías aplicadas en estudios internacionales en los cuales se ha hecho uso de la oxidación en agua supercrítica para eliminación de diferentes contaminantes mediante esta tecnología, y de igual manera se presentan diversas eficiencias que se han registrado al ser aplicada.

1. GENERALIDADES DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales son aquellas aguas cuyas características originales han sido modificadas por actividades humanas y que por su calidad requieren un tratamiento previo, antes de ser reusadas, vertidas a un cuerpo natural de agua o descargadas al sistema de alcantarillado (OEFA, 2004).

Las aguas residuales se pueden definir como aquellas que, por el uso del hombre, representan un peligro y deben ser desechadas, porque contienen gran cantidad de sustancias y/o microorganismos; dichas sustancias y microorganismos aparecen o hacen presencia en estas aguas, debido al uso que les da el mismo, en actividades industriales, domésticas, comerciales y escorrentías urbanas, cuyos principales componentes son sustancias químicas orgánicas e inorgánicas, así como, agentes patógenos; que sin el debido tratamiento generan un gran impacto medio-ambiental, provocando principalmente la disminución de la capacidad del agua para contener oxígeno, afectando así a la vida de las especies acuáticas y al resto de la cadena alimenticia; además de no ser aptas para el consumo humano sin un previo tratamiento, ya que, por su composición pueden generar enfermedades de distinta índole, como cólera fiebre tifoidea y en algunos casos cáncer por acumulación de metales pesados (Espigares García & Pérez López, 1985).

1.1 ORIGEN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales urbanas abarcan comúnmente aguas domésticas, industriales y de escorrentías (Ilustración 1) (OMS, 2013 (1997)).

Como podemos observar en la ilustración 1, las aguas residuales tienen diferentes orígenes provenientes de zonas domésticas, residenciales, institucionales, comerciales y recreativas, por otra parte este tipo de aguas se vierten en un alcantarillado combinado en donde las aguas residenciales, industriales y las aguas de escorrentía se mezclan, lo que genera un problema en cuanto al tratamiento de estas aguas, necesitando tratamientos especiales para poder retirar los contaminantes que especialmente generan las industrias en sus procesos de tratamiento. La producción de aguas residuales se expresa normalmente en términos de litros por persona y día.

Normalmente depende del nivel de servicios de abastecimiento, el clima y la disponibilidad de aguas en cada región. En climas moderados y países industrializados, el 75% del agua corriente consumida acaba generalmente como agua residual. En regiones más áridas, esta proporción baja a menos del 50%, debido a la alta evaporación y pérdidas por filtración, además de las prácticas inherentes en cuanto al uso de las aguas (Cruz González, 2015).

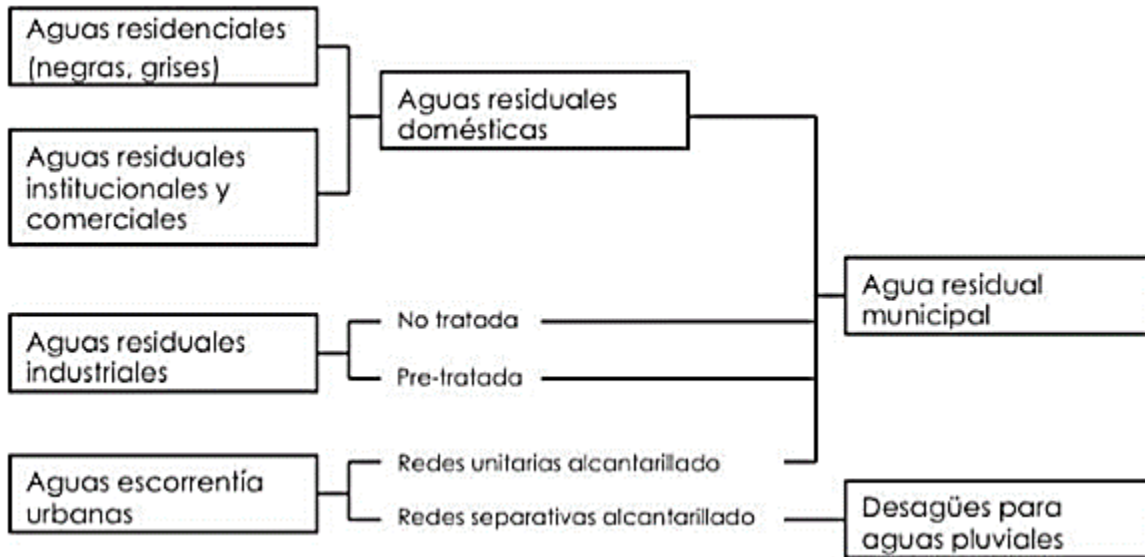


Ilustración 1. Flujo de las aguas residuales.

Fuente: (Cruz González, 2015).

Las características físicas, químicas y bacteriológicas del agua residual de cada centro urbano varían de acuerdo con los factores externos como: localización, temperatura, origen del agua captada, entre otros; y a factores internos como la población, el desarrollo socioeconómico, el nivel industrial, la dieta en la alimentación, el tipo de aparatos sanitarios, las prácticas de uso eficiente de agua, etc. Igualmente, los vertimientos varían en su caudal en el tiempo, presentando a nivel doméstico mayores volúmenes especialmente en horas de comidas y de quehaceres domésticos, y a nivel industrial de acuerdo a los horarios de lavados y descargas en los procesos de producción. Por esta razón, cada municipio presenta unas características moderadamente variables en sus vertimientos (Carvajal Jaimes & Esparragoza Zarate, 2013). Las aguas residuales presentan una serie de características, las cuales pueden agruparse esencialmente en: físicas, químicas y

biológicas (Pérez Cevallos, 2018). A continuación, en la ilustración 2, se presentan los aspectos fundamentales que refieren a cada una de las características tanto físicas, químicas y biológicas, y que se precisan a tratar, siendo algunas más relevantes que otras, dependiendo de las normas de cada país y del tipo de actividad que las produce; así mismo, en la tabla 1 y 2 se muestra un compilado de los componentes del agua residual, sus posibles efectos en la salud y su procedencia.



Ilustración 2. Aspectos que caracterizan el agua residual.

Fuente: (Cortina Domínguez & Márquez Ortiz, 2008)

1.2 COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Contaminante	Importancia	Origen
Sólidos sedimentables	Pueden generar depósitos de fangos o condiciones anaerobias en los sistemas de alcantarillado, instalaciones de tratamiento o en entornos acuáticos	Doméstico, esorrentías
Materia orgánica (DBO); Nitrógeno-Kjeldahl	Consume oxígeno y puede distorsionar el equilibrio en aguas superficiales; cuando el oxígeno se agota, aparecen condiciones anaeróbicas, malos olores, mueren los peces, y se produce desajuste ecológico	Doméstico, industrial

Microorganismos patógenos	Riesgos severos para la salud de las poblaciones a través de enfermedades transportadas a través del agua como el cólera	Doméstico
Nutrientes (N y P)	Excesivas cantidades de nitrógeno y fósforo en aguas superficiales provocan el crecimiento desmesurado de algas (eutrofización). La muerte de estas algas además contribuye al aumento de materia orgánica	Doméstico, rural, escorrentías, industrial
Micro- contaminantes (metales pesados y compuestos orgánicos)	Los compuestos orgánicos no biodegradables pueden ser tóxicos, carcinógenos o mutágenos a muy bajas concentraciones (para plantas, animales o personas).	Industrial, rural, escorrentías (pesticidas)
Sólidos totales disueltos (sales)	A altos niveles pueden ser restringidas las aguas para uso en agricultura, irrigación o acuicultura.	Industrial (intrusiones de agua salada)

Tabla 1. Principales contaminantes en aguas residuales municipales, su origen y relevancia.

Fuente: (Cruz González, 2015).

La composición de las aguas residuales depende de varios factores entre ellos, el uso que se le da a el agua, el nivel industrial y de comercialización, debido a que la presencia de industrias trae con ellos contaminantes especiales y diferentes colorantes, como podemos observar en la tabla 1, encontramos a gran escala una composición que posee cualquier tipo de agua residuales como son los sólidos sedimentables, la materia orgánica que es el principal componente en cualquier agua residuales, el cual encontramos en mayor cantidad, diferentes tipos de microorganismos especialmente microorganismos patógenos y contaminantes trazas, los cuales encontramos en pequeñas cantidades, como son los metales pesados y contaminantes orgánicos, pero la concentración de estos se puede ver afectada por diferentes procesos en los que se utilice el agua como por ejemplo en los procesos industriales.

Con el fin de caracterizar estas aguas se usan diferentes parámetros (ver tabla 2) así mismo para definir las características de un agua residual, las cuales son muy variables, especiales para cada

tipo de agua, por esta razón, se debe aplicar un proceso de muestreo apropiado para asegurarnos que la muestra sea representativa y que las muestras de laboratorio aseguren exactitud en los resultados.

Parámetro	IMPORTANCIA EN AGUAS RESIDUALES
Turbiedad	Indica la calidad de las aguas vertidas o naturales en relación con la material coloidal y residual en suspensión.
Temperatura	Influye tanto en el desarrollo de la vida acuática, como sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción.
Color	Indica la edad de las aguas residuales
Olor	Indica la descomposición de la MO y ayuda a evaluar la calidad del agua.
Solidos	Su presencia afecta directamente la cantidad de lodo que se produce en el sistema de tratamiento. Los diferentes tipos de sólidos son los siguientes: sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos (SS), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos disueltos (SD) y sólidos sedimentables (SSD).
Oxígeno disuelto	Determina si los cambios biológicos en las AR son llevados a cabo por organismos aeróbicos o anaeróbicos. En uno de los ensayos más importantes para medir la calidad de una corriente de agua, además de ser básico en la determinación de la DBO.
DBO	Indica la cantidad de oxígeno, utilizado por los microorganismos en la estabilización de la MO biodegradable, bajo condiciones aeróbicas
DQO	Determina el contenido de MO de las AR, oxidando casi completamente todos los compuestos orgánicos a CO ₂ y agua
Nitrógeno	Es necesario para evaluar la tratabilidad de las AR por tratamientos biológicos.
Fosforo	Es de importancia secundaria en la mayor parte de las aguas residuales domésticas ARD, pero puede ser vital en residuos industriales y en lodos de AR.
Acidez	Condición del agua para disminuir el pH por debajo de 7. Es la capacidad cuantitativa de una solución acuosa para reaccionar con iones hidroxilo.
Alcalinidad	Indica la cantidad de cambio que ocurrirá en le pH con la adición de cantidades moderadas de ácido, y proporciona información sobre las

	relaciones de iones bicarbonato y carbonato y la evolución de la química del agua.
Metales pesados	Son imprescindibles para el normal desarrollo de la vida biológica, en bajas concentraciones pueden perjudicar a los seres vivos y bioacumularse.

Tabla 2. Parámetros para la caracterización de Aguas Residuales.

Fuente: (Romero Rojas, 2000) y (Metcalf & Eddy, 1996)

1.3 TIPOS DE AGUAS RESIDUALES

Según Alegre Zorrilla & Rosales Asención, en su trabajo nos hablan de los tipos de aguas residuales en función de su origen como se observa en la ilustración 3, la clasificación del agua residual depende de varios factores, que afectan su composición como por ejemplo los procesos en los cuales es utilizada o el lugar de procedencia de este tipo de agua.

Aguas residuales domésticas o aguas negras	Aguas blancas	Aguas residuales agrícolas	Aguas residuales industriales
Proceden de los desechos biológicos humanos, del aseo personal, de la cocina y de la limpieza de la casa. Suelen contener gran cantidad de materia orgánica y microorganismos, así como restos de jabones, detergentes, lejía y grasas.	De procedencia atmosférica (lluvia, nieve o hielo) del riego y limpieza de las calles, parques y lugares públicos. En aquellos lugares donde las precipitaciones atmosféricas son muy abundantes estas pueden evacuarse por separado para que no saturan los sistemas de depuración.	Procedentes de las labores agrícolas en las zonas rurales, muchas de estas aguas tiene su origen de las aguas residuales urbanas, las cuales son tratadas con la finalidad de riego.	Proceden de los procesamientos realizados en fabricas y establecimientos industriales, que contienen aceites, detergentes, ácidos, como también grasas y otros productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal. Su composición es muy variable, dependiendo de las diferentes actividades industriales.

Ilustración 3. Clasificación de las aguas residuales según su origen.

Fuente: (Adaptación de Alegre Zorrilla & Rosales Asención, 2017).

1.4 AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

Las aguas residuales industriales proceden de cualquier actividad o negocio en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, difiriendo las características de los vertidos no solo de una industria a otro, sino también dentro de un mismo tipo de industria (Romero Rojas, 2000). A veces, la industria no emite vertidos de forma continua, si no únicamente en determinadas horas del día, esto depende del proceso que se lleve a cabo, suelen tener una concentración de contaminación más elevada en comparación con las aguas residuales urbanas, por lo tanto, los tipos de contaminantes presentes son mucho más difíciles de tratar y eliminar, lo que nos lleva a que el tratamiento de estas de aguas sea complejo y variable para cada tipo de industria (Castellar Ramos & Osorio Tamayo, 2012).

En la tabla 3, se puede observar la cantidad de agua en m³/día que consumen diferentes tipos de industria, dependiendo de los empleados o del área de la planta.

INDUSTRIA	m ³ /día	
	por empleado	por m ² de planta
Productos de alimentación	7,9	13,5
Productos Lácteos	9,5	29,2
Conserva de frutas	6,8	8,2
Azucareras	36,8	6,3
Tintura y acabos textiles, excepto lana	2,5	11,3
Textiles en general	0,5	3,2
Aserraderos	44,1	7,3
Cartones	17,1	88,5
Industria química orgánica e inorgánica	20	9,2
Material plástico, excepto vidrios	5,7	2,4
Drogas	1,2	7,7
Jabón, detergentes, cosméticos	2	7,8
Pinturas, barnices, lacados, esmaltes	3,2	11,5
Agricultura química	6,1	3,5
Productos químicos diversos	3,8	2,2
Refinerías de petróleo	14,5	1,8
Productos derivas del petróleo y del carbón	1,5	1,3
Curtido y acabado de pieles	2,8	8,4
Productos de vidrio	1,5	2,1
Cemento hidráulico	7,3	2,6
Ladrillo, rasillas	1,1	-
Alfarería	1,1	3,4
Yesos	7,9	0,1
Canterías	0,9	2,9
Asbestos Abrasivos	3,2	5,6
Altos hornos, acero y laminación	2,5	0,1
Hierros y fundición de acero	1,4	5,8
Fundiciones secundarias, refinados	1,9	1,3

Tabla 3. Consumo de agua en la industria.

Fuente: (Hernández Muñoz, 2000).

La caracterización de este tipo de agua es muy similar a las aguas residuales urbanas a salvo de que en este tipo de agua aparecen otro tipo de contaminantes o compuestos tóxicos, que dependen de los procesos y el tipo de industrias en el cual son utilizados, en consecuencia, al tener una gran variedad de productos, esto nos lleva a que para cada industria y tipo de procesos se investigue un tipo de tratamiento adecuado para cada uno de estos, ya que ningún tipo de vertido o caracterización de agua residual es igual a otra. Al contener estas sustancias, se debe realizar una caracterización previa de las aguas residuales industriales a tratar, debido a que estas en su vertimiento poseen sustancias que dificultan el tratamiento convencional o pueden afectar la red de alcantarillado, puesto que, muchos países regulan las normas de vertimiento, con la cual se

requiere que las empresas realicen un procedimiento previo con el fin de corregir los parámetros perturbadores que estos contienen (Berrio Pérez, 2017).

En efecto existen gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de los procesos industriales, según Trapote Jaume (2011) define el contenido de este tipo de agua de forma resumida con los siguientes índices:

- Ácidos que pueden atacar el material o inhibir los procesos.
- Básicos que pueden inhibir los procesos biológicos.
- Productos petrolíferos y grasas poco degradables.
- Detergentes que retardan la sedimentación, forman espumas e impiden la aireación.
- Metales pesados: Cu, Cr, As, Cd, Pb, Hg, B, etcétera, tóxicos para los microorganismos que intervienen en los procesos biológicos.
- Fenoles, cianuros, inhibidores y tóxicos.
- Productos radioactivos.

1.4.1 Clasificación de las industrias según su vertido

Las aguas residuales industriales se pueden subdividir en cinco grupos de acuerdo a los contaminantes que son vertidos después de su proceso industrial como se puede observar en la ilustración 4, son aguas de amplias restricciones debido a que contienen compuestos orgánicos (orgánicos halogenados, fenoles, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)...) e inorgánicos (cianuros, fluoruros, arsénico, cromo...) (Laville, Ait-Aissa, Gomez, Casellas, & Porcher, 2004) en elevada concentración. No obstante, debido a la variedad de las industrias y a la alta toxicidad que presentan los caudales residuales generados, se requiere de tratamientos y/o procesos específicos apropiados para cada tipo de actividad. Todos estos elementos hacen que estas aguas residuales industriales demanden un tratamiento previo hasta disminuir la concentración de contaminantes a un nivel asimilable por la red de alcantarillado municipal, antes de ser vertido o reutilizado (Rodríguez Fernández-Alba, y otros, 2006).

1.5 TIPOS DE INDUSTRIAS

Existen gran cantidad de industrias, en las cuales se generan unas aguas residuales, que contienen gran cantidad de sustancias complejas y resistentes a la degradación biológica, a continuación, se realizara una descripción de algunas industrias, las más destacadas, describiendo un aproximado de los contaminantes presentes en sus vertidos (Berrio Pérez, 2017).

1.5.1 Industrias textiles

Los efluentes generados mediante los procesos industriales textiles obedecen a varios factores como lo son el tipo de material que se utiliza, y el proceso al que este es sometido para su transformación, en esta industria se divide en tres grandes materias primas como lo son: lana, algodón y fibras químicas (Sans Fonfría & Ribas, 1989).

1.5.1.1 Industria de lana

Los procesos para la industrialización de lana se encuentran detallados en la ilustración 5, estos procesos son los principales causantes de los vertidos de esta industria.



Ilustración 4. Clasificación de industrias según su vertido.

Fuente: (Adaptación de Muñoz Cruz, 2008).

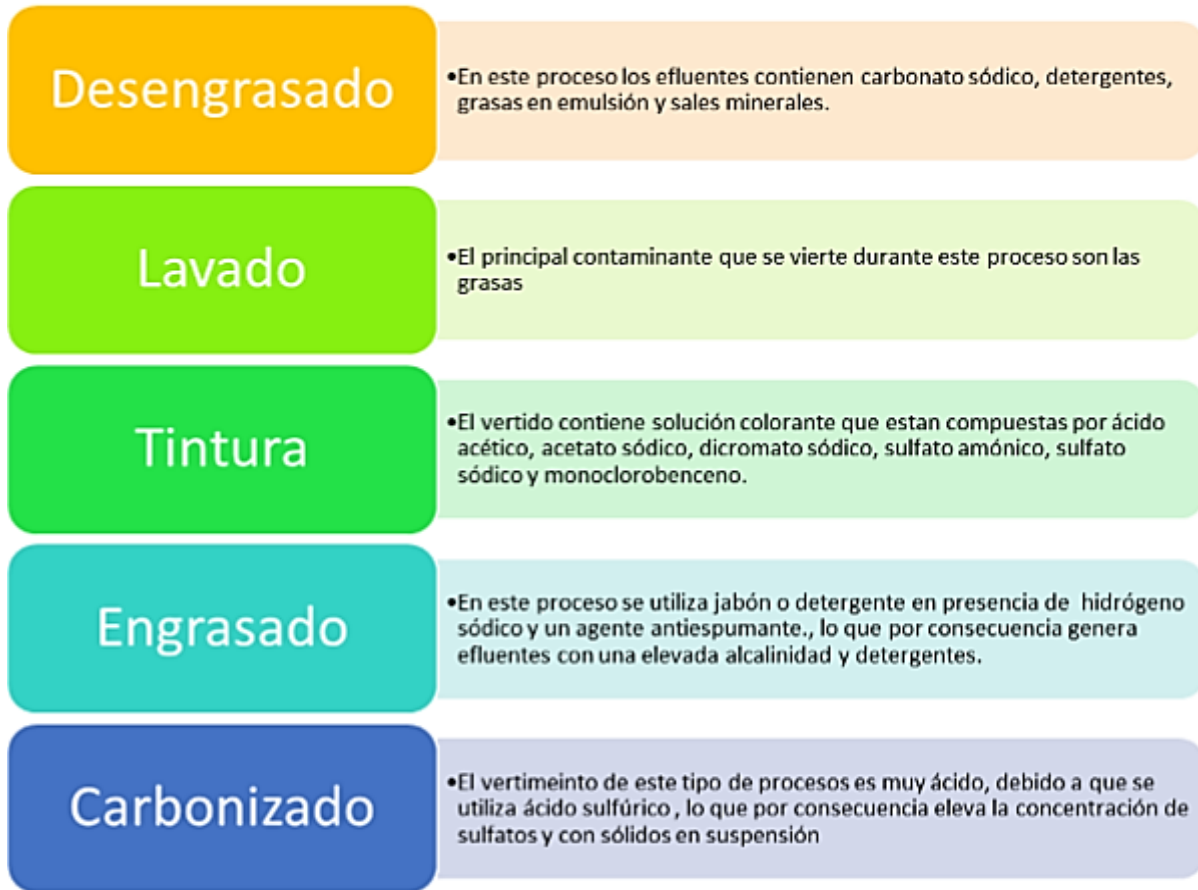


Ilustración 5. Proceso de la lana.

Fuente: (Adaptación de Sans Fonfría & Ribas, 1989).

1.5.1.2 Industria del algodón

La transformación del algodón en fibras textiles para su posterior uso en confección está compuesta por diferentes etapas, en las que se destacan por su poco o casi nulo uso del agua, la selección de las fibras de algodón, la hilatura y la tejeduría en sus diferentes variantes, por el contrario, en la etapa de los acabados textiles, el uso del agua es fundamental para el proceso, ya que esta es utilizada como solvente de colorantes y sustancias químicas, lo que genera un alto nivel de contaminación, esta etapa se subdivide en diferentes procesos como son: gaseado, descolado, descrudado, mercerizado, blanqueo, tintura y estampado (Caceres Chumpitaz, 2002).

En los efluentes descritos a continuación (ilustración 6), se observa pH altos en mercerizado y blanqueo debido a que el principal compuesto usado en el proceso es el hidróxido de sodio, la tintura utiliza diferentes agentes químicos lo que genera un agua residual con mucho color, durante los otros procesos también se destacan en su utilización el carbonato sódico y detergentes, lo que por consecuencia nos genera elevados niveles de DBO como se observa anteriormente (Berrio Pérez, 2017).

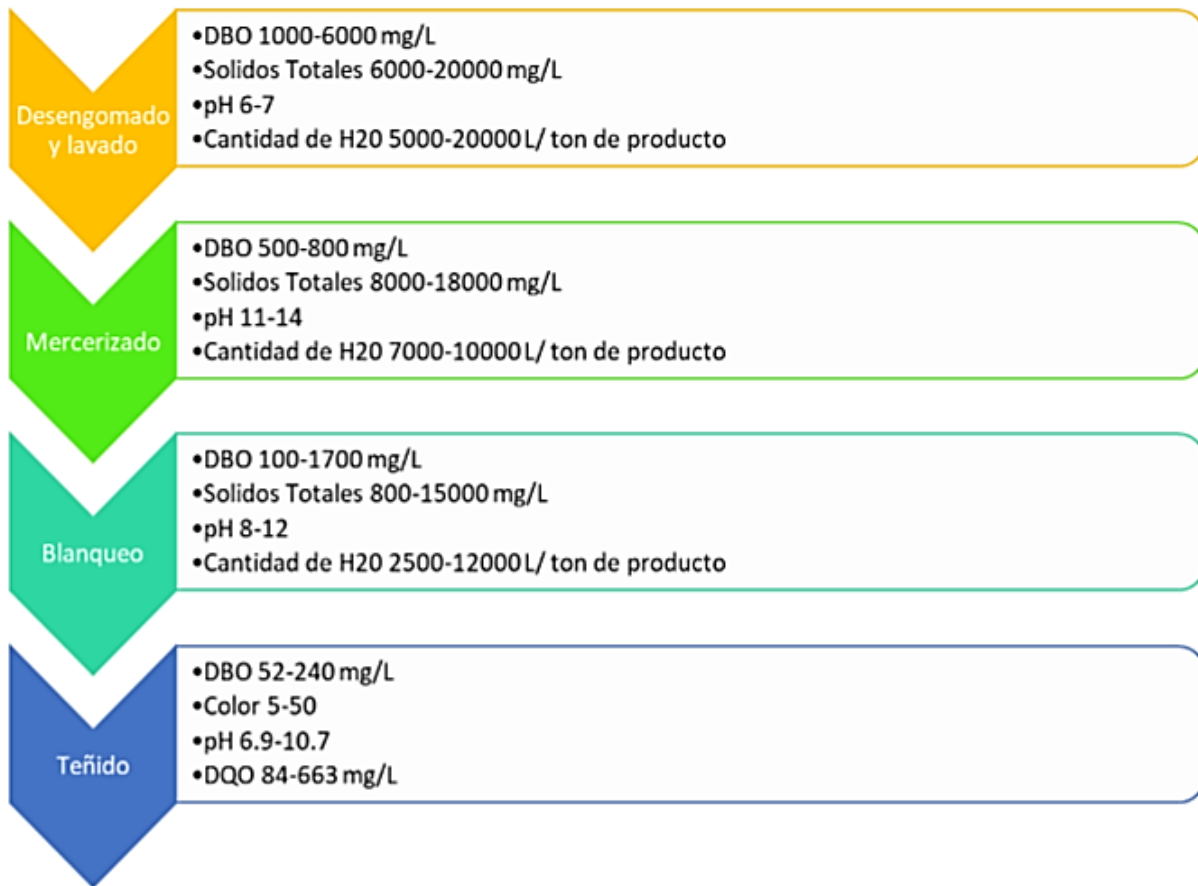


Ilustración 6. Procesos con sus vertidos característicos.

Fuente: (Cáceres Chumpitaz, 2002).

1.5.1.3 Industria de fibras químicas

Las fibras químicas no contienen impurezas naturales, por lo que hace el proceso para su posterior uso un poco más sencillo, los principales vertimientos se realizan en los procesos de lavado y tinturado de las fibras (Muñoz Cruz, 2008).

1.5.2 Industrias de curtidos

Este tipo de industria dentro de sus procesos incluyen los procesos de adobado (ilustración 7) que se subdivide en los siguientes procesos: Curado, descarnado, lavado y remojo, eliminación del pelo, tratamiento con cal (optativo) y el proceso de curtido (ilustración 8) que está compuesto por las siguientes etapas: macerado, piclaje, desengrase (sólo para pieles de ovino y cerdo) y el curtido. Estos procesos usados en la industria de curtiembre son los generan y dan lugar a él vertimiento de aguas residuales (Sans Fonfría & Ribas, 1989).

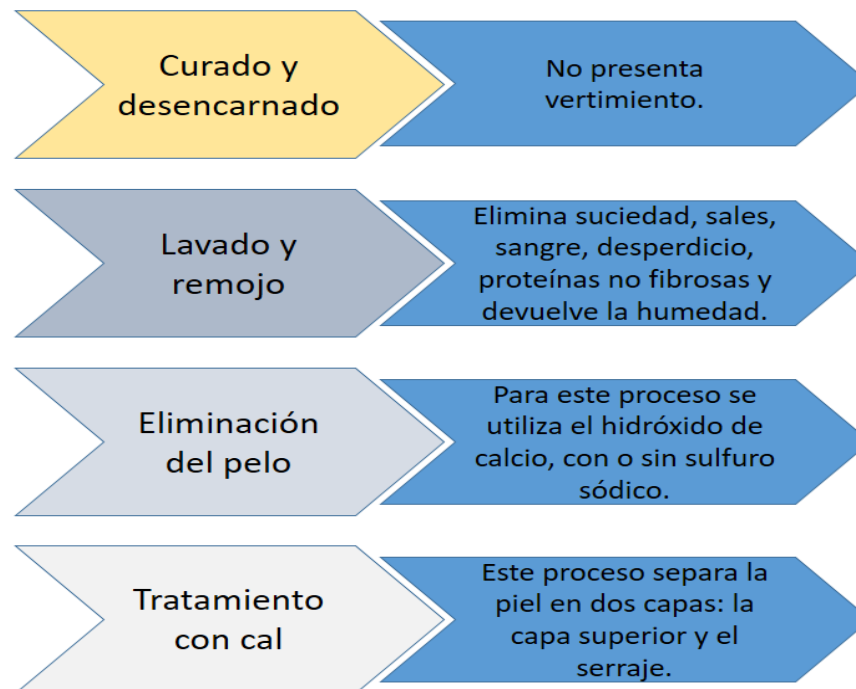


Ilustración 7. Proceso de adobado.

Fuente: (Berrio Pérez, 2017).

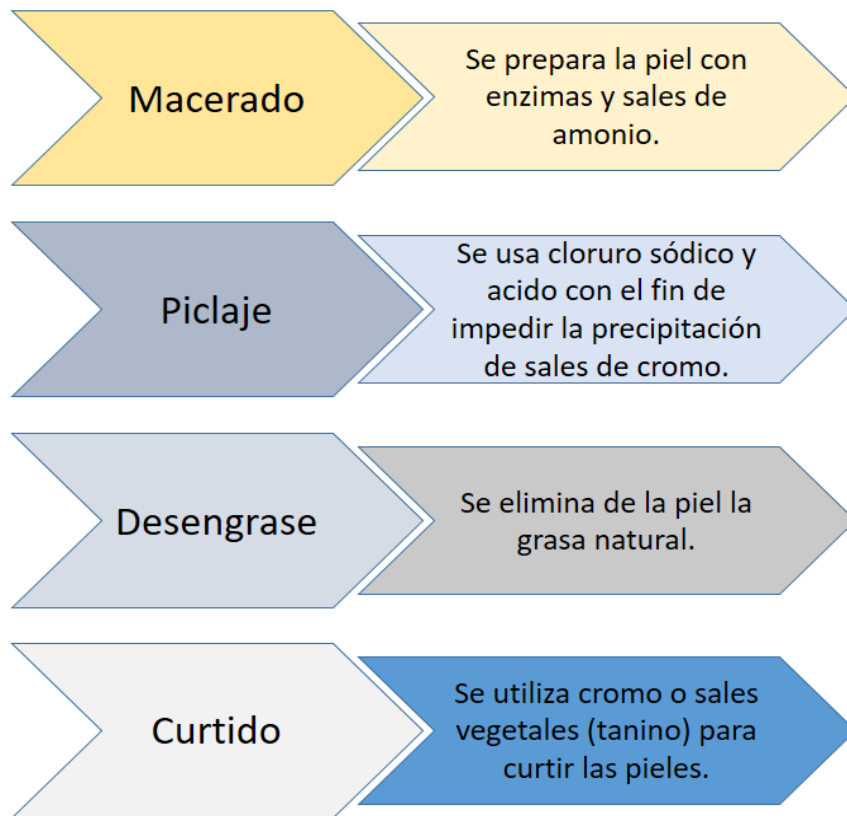


Ilustración 8. Proceso de curtido.

Fuente: (Muñoz Cruz, 2008).

Los procesos descritos anteriormente, pueden ser variables dependiendo de los métodos que se utilice en las etapas, ya que la mayoría de estos procesos se realizan en un medio acuoso, que puede utilizar entre 50 y 100 litros de agua por kilogramo de piel salada, en la tabla 4 podemos observar las características típicas de los efluentes de este tipo de industria (Esparza & Gamboa, 2001).

Parámetro	Tipo de curtido	
	Curtido Vegetal (mg/l)	Curtido al cromo (mg/l)
DBO5	1000	900
DQO	3000	2500
Sulfuro	160	160
Sulfato	2000	2000
Cloruro	2500	2500
Nitrógeno Total	120	120
Aceites y grasas	200	200
Fosforo	1	1
Cromo	--	70
Solidos Totales	10000	10000
Solidos Suspendidos	1500	2500
Ph	9	9

Tabla 4. Características de los efluentes de la curtiembre.

Fuente: (Esparza & Gamboa, 2001).

1.5.3 Industrias químicas

Las industrias químicas son aquellas en las cuales se generan los principales componentes, que, en efecto, posteriormente son utilizados por diferentes empresas en los procesos de elaboración de sus productos, estas industrias poseen unos vertidos con fuertes características que pueden cambiar notablemente la composición de las aguas residuales, posteriormente causando problemas en acueductos y alcantarillados (Muñoz Cruz, 2008).

Los efluentes de las industrias pueden ser fuertemente ácidos o básicos, las principales empresas que generan estos efluentes son las dedicadas a las siguientes actividades: materiales de construcción, explosivos, resinas de silicona, ácidos, bases, insecticidas, tintes productos farmacéuticos y fungicidas, no obstante existen otro tipo de empresas las cuales generan efluentes fuertemente coloreados, inflamables o con presencia de sustancias tóxicas, estos últimos contienen ácidos diluidos los cuales requieren de una neutralización previa, antes de ser llevados a su disposición final (Sans Fonfría & Ribas, 1989).

1.5.4 Industrias productoras de explosivos

Las empresas que se dedican a la producción de explosivos generan diferentes vertimientos dependiendo del tipo de explosivos que se fabriquen (Ilustración 9), como lo son: sin humo, para armas pequeña y TNT (Berrio Pérez, 2017).

1.5.5 Industrias de fabricación de pesticidas

La utilización de compuestos químicos sintéticos en la agricultura generan efectos adversos en las aguas superficiales, puesto que son tóxicos para cualquier forma de vida, por lo tanto, son difíciles de eliminar y tratar al presentar resistencia a la degradación física, química y biológica (Arroyave Rojas, Garcés Giraldo, & Cruz Castellanos, 2006), este tipo de compuestos entran a las aguas a través de la escorrentía e infiltración de los suelos agrícolas, de los efluentes industriales, por medio del polvo y del agua lluvia (INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA, 1992).

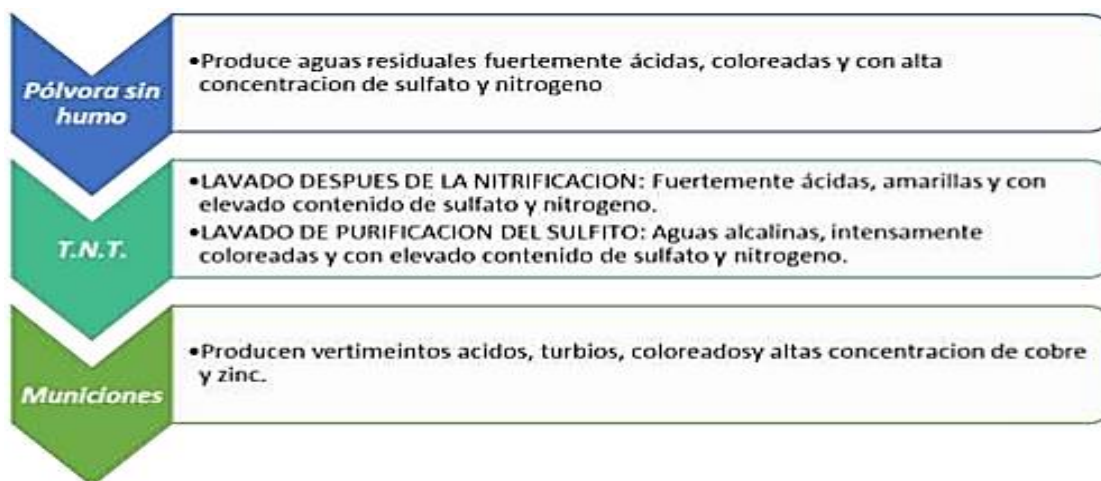


Ilustración 9. Tipos de explosivos fabricados.

Fuente: (Adaptación de Muñoz Cruz, 2008).

1.5.6 Mataderos

Los mataderos son instalaciones dedicadas al sacrificio de animales, las operaciones que dan origen a las aguas residuales en estos establecimientos son: el lavado del suelo y equipos, preparación de subproductos, eliminación de las cerdas de los porcinos, preparación de los canales, limpieza de las entrañas, almacenamiento de los cueros, cuarto de tripas y lavandería (Muñoz D., 2005).

En la tabla 5, se observa la composición típica de un agua residual de matadero, como podemos observar, esta agua contiene una alta composición de sólidos, por lo tanto, una elevada DBO₅, que son aportados principalmente por el lavado del área de sacrificio y la mezcla de la sangre con partes de desecho del descuartizamiento (Sans Fonfría & Ribas, 1989).

PARAMETRO	CONCENTRACION
Sustancias Sedimentables ml/l	10
PH	7
Sustancias no disueltas mg/l	580
Solidos fijos mg/l	81
Solidos Volátiles mg/l	498
Sustancias Disueltas mg/l	1206
Solidos fijos mg/l	272
Solidos Volátiles mg/l	934
Alcalinidad ml acido/l	7
Grasa mg/l	108
Nitrógeno mg/l	145
Pentoxido de fosforo mg/l	19
Oxido de potasio mg/l	29
Oxido de calcio mg/l	131
Consumo de KMnO ₄ mg/l	154
DBOG mg/l	838

Tabla 5. Composición del agua residual de un matadero.

Fuente: (Muñoz D., 2005).

1.5.7 Industrias de lácteos

En la industria láctea existen diferentes tipos de empresas que utilizan la leche como materia prima en sus procesos: fabricación de quesos, de mantequilla, de leche en polvo, de leche condensada y la obtención de leche fresca, pasteurizada y descremada (Berrio Pérez, 2017). Principalmente la elaboración de quesos, cremas y mantequillas son las que generan mayor cantidad de vertimientos, a manera de ejemplo la DBO en el efluente de la elaboración de quesos alcanza valores de 40.000 a 50.000 mg/l (Arango & Sanches, 2009), estas aguas son acidas a consecuencia de la presencia de suero, también contiene sólidos en suspensión (cuajo), debido al lavado del queso en cambio las otras industrias poseen efluentes alcalinos aunque poseen la tendencia de acidificarse debido a la fermentación del azúcar al convertirse en ácido láctico (Sans Fonfría & Ribas, 1989).

PARAMETRO	CONCENTRACION
DQO (mg/l)	2000-4000
DBO (mg/l)	2000-3000
Consumo de agua l/kg de leche	8-35

Tabla 6. Composición del agua residual de la industria láctea.

Fuente: (Rico & García, 1991)

1.5.8 Industria azucarera

En la industria de fabricación de azúcar con el fin de producir 1 kilogramo de azúcar, se utilizan alrededor de 500 kilogramos de agua. Los principales procesos industriales que generan vertimientos dentro de la industria azucarera son: el lavado de la caña, alimentación de calderas, limpieza de máquinas e instalaciones, evaporación y cocción, preparación de productos químicos, refinación y dilución de mieles. Con base en lo anterior podemos observar que los vertidos se presentan en gran cantidad debido a la alta utilización del agua en los diferentes procesos (Viracucha, 2012).

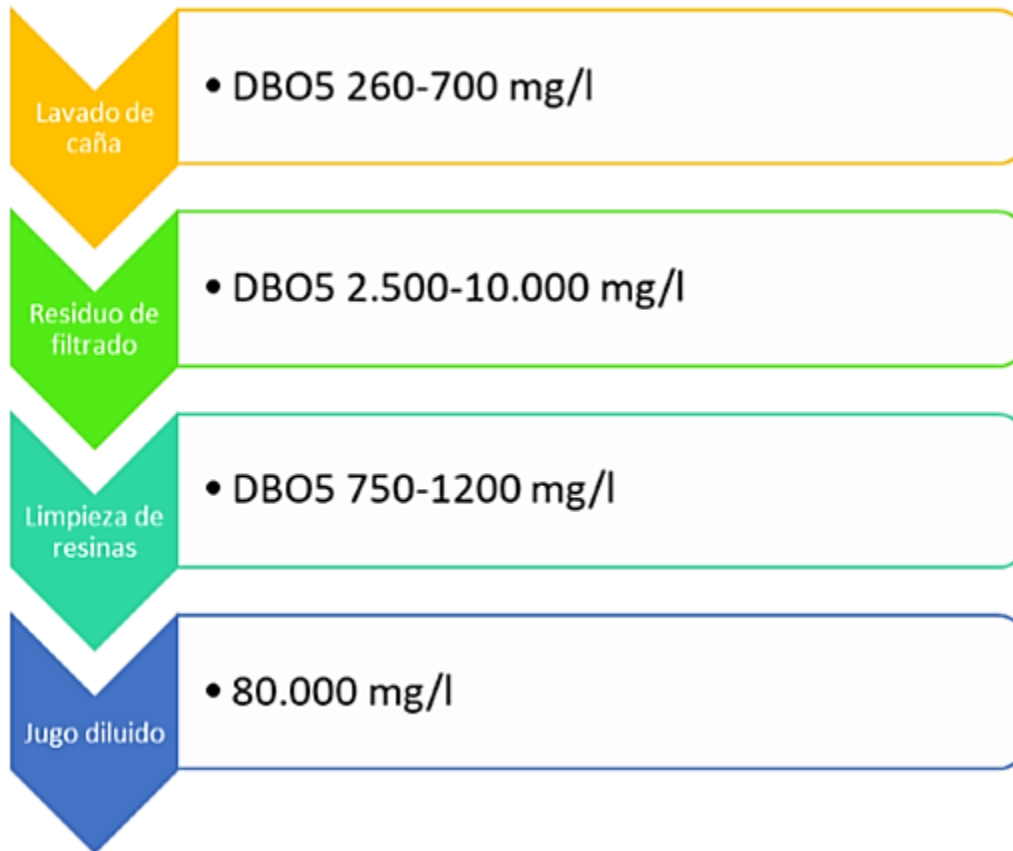


Ilustración 10. DBO5 de los vertidos de la industria azucarera.

Fuente: (Viracucha, 2012)

1.5.9 Industrias papeleras

En la fabricación del papel se pueden identificar dos fases que son: la producción de pasta de papel y la fabricación del papel (Berrio Pérez, 2017), la materia prima en estos procesos es la celulosa (Fragoso & Calixto, 2010) además de fibras de madera y papel reciclado, pegantes colorantes, gomas y cargas los cuales deben ser lavados generando así los vertimientos de aguas blancas, que deben ser tratadas ya que estas generan un lodo compuesto de materiales celulósicos, microorganismos, productos químicos arcillas y materiales húmicos (Quinchía, Valencia, & Giraldo, 2007).

La fabricación de la pasta de papel posee unos subprocesos (ilustración 11) como lo son: blanqueo, cribado, lavado de la pasta, preparación de la madera, espesado y reducción de la pulpa, que son los procesos que generan aguas residuales en esta fase.

Preparación de madera	•Sólidos en suspensión (320 ppm), pocos solidos en disolución y poca DBO
Producción de Pasta	•Se utilizan el hidróxido sódico, sulfuro sódico, sulfato sódico y carbonato sódico.
Reducción de la pulpa	•Contiene 350 ppm de sólidos en suspensión, 3.000 ppm de sólidos disueltos y 500 ppm de DBO.
Cribado	•Sólidos en suspensión de 350 ppm, sólidos disueltos de 1.900 ppm y una DBO de 450 ppm
Lavado y espesado	•Contiene Sólidos en suspensión de 170 ppm, sólidos disueltos de 700 ppm y una DBO de 500 ppm
Blanqueo	•Sólidos en suspensión de 400 ppm, sólidos disueltos de 1.100 ppm y una DBO de 200 ppm

Ilustración 11. Vertimientos característicos de la producción de pasta de papel.

Fuente: (Sans Fonfría & Ribas, 1989)

2. PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

A lo largo de la historia se han utilizado diferentes procesos para el tratamiento de aguas residuales, es muchos casos este tipo de agua, puede ser tratada con tratamientos convencionales como pueden ser los biológicos, floculación – sedimentación, la cloración, osmosis inversa, etc. Pero se presentan casos especiales donde el agua por medio de los procesos anteriormente mencionados no cumple con los parámetros deseados como el nivel de purificación o la normativa, es por esto que necesitamos de tratamientos alternativos como son los “Procesos de Oxidación Avanzada” (POA), la cual se emplea para eliminar total o parcialmente compuestos resistentes a los tratamientos convencionales destruyendo microorganismos patógenos y reduciendo su toxicidad (Litter & Quici, 2010).

Históricamente se definió este concepto como un proceso fisicoquímico capaz de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes (EPA, 1998), que inicialmente fue establecido por Glaze en 1987 (Glaze, Kang , & Chapin, 1987), actualmente se definen como procesos fisicoquímicos que son capaces de degradar las moléculas orgánicas por medio del rompimiento del enlace estructural de compuestos orgánicos contaminantes generando especies transitorias reactivas con alto potencial Redox como ejemplo principalmente el radical hidroxilo (OH) (Ahmed, Rasul, & M, 2011), los productos de la oxidación en este proceso son básicamente H₂O y CO₂ (Guillard, y otros, 2003).

Los POA pueden tratar gran cantidad de sustancias con estructuras complejas debido a su potencial de oxidación; existe una mineralización más completa de los contaminantes evitando que estos produzcan algún tipo de subproducto como por ejemplo, los clorados que poseen propiedades cancerígenas (Ikehata & Gamal, 2004), estas técnicas de tratamientos pueden degradar una gran cantidad de sustancias como: hidrocarburos, colorantes, metales, compuestos orgánicos, detergentes, germicidas, insecticidas, pesticidas entre otros (Bandala, Corona, Guisar, & Uscanga, 2007).

Según investigaciones recientes los POA incrementan la biodegradabilidad, disminuir la toxicidad y eliminar contaminantes tanto en aguas residuales industriales como domesticas con porcentajes de efectividad entre 80%-95% de forma individual, además se puede usar como tratamiento complementario al convencional para purificar agua o tratar efluentes residuales (Rubiano C., Laguna, Zapata, & J, 2004).

2.1 CLASIFICACIÓN

Los POA pueden clasificarse según la fuente que utilice para la formación de especies oxidantes en procesos fotoquímicos y no fotoquímicos como observamos en la ilustración 12.

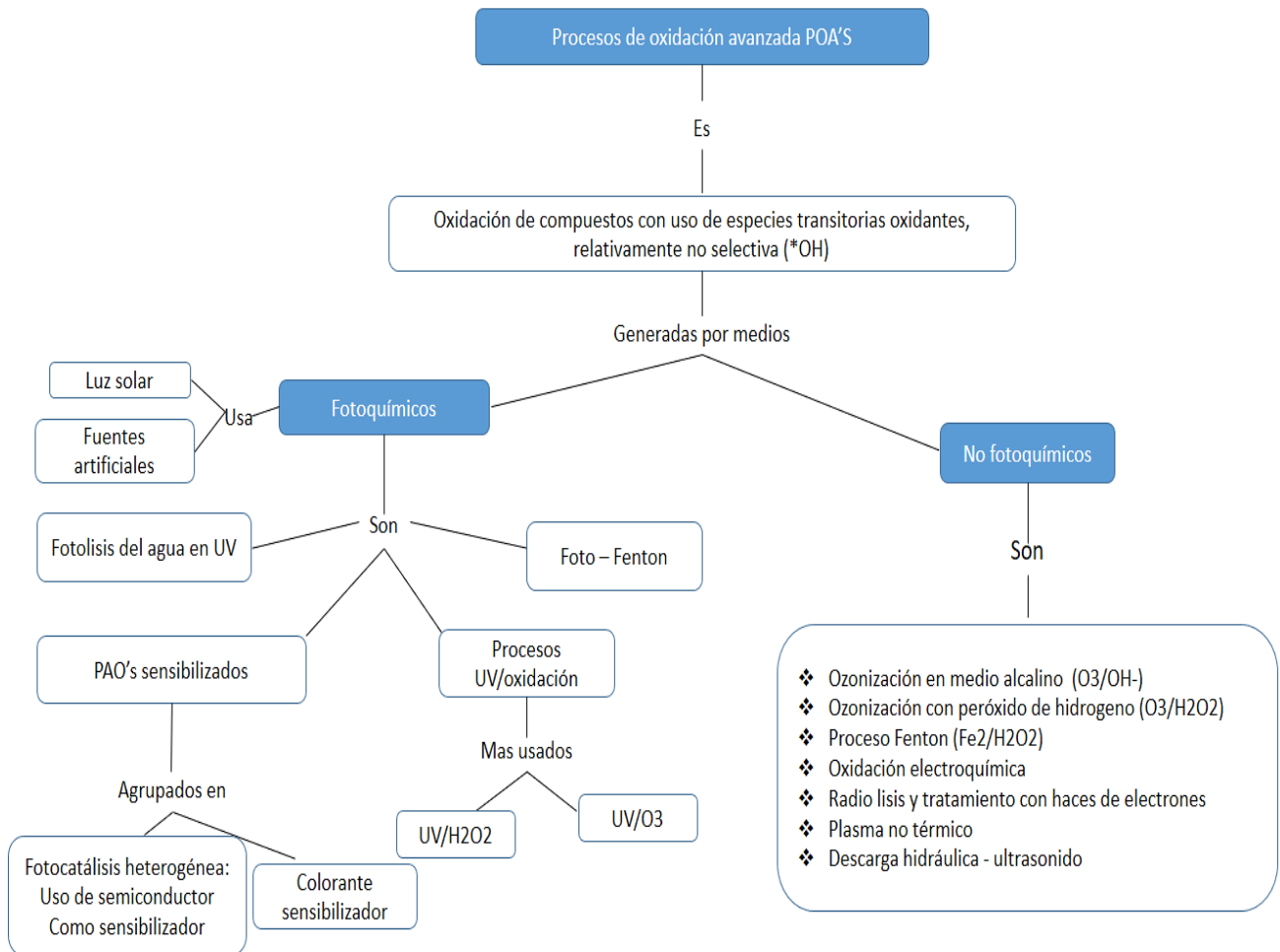


Ilustración 12. Clasificación de los procesos de oxidación avanzada.

Fuente: (Falla, 2016)

2.2 VENTAJAS

Las ventajas que poseen los POA en comparación con los métodos tradicionales de tratamiento son:

- Transforman químicamente el contaminante y no solo lo cambian de fase como ocurre en el tratamiento con carbón activado (Cruz González, 2015).
- Degradan completamente, eliminan o tratan los contaminantes orgánicos solubles en recalitrantes (Vargas & Palacios, 2017).
- Alto potencial para desarrollar una mineralización completa (destrucción) de los contaminantes orgánicos y oxidación de inorgánicos convirtiéndolos en dióxido de carbono e iones (Castellar Ramos & Osorio Tamayo, 2012).
- Son apropiados para contaminantes refractarios que ejercen una resistencia a otros métodos de tratamiento especialmente a los biológicos (Aznate, Cerro, & Orozco, 2013).
- Son útiles como una fase de pretratamiento antes del tratamiento biológico para contaminantes resistentes a biodegradarse (Litter M., 2005).
- Sirven como post-tratamiento con el fin de pulir los efluentes antes de ser descargados en la fuente receptora (Litter M., 2005).
- Usualmente no generan fangos, lo que evitaría un proceso de tratamiento y disposición de estos (Domènech, Jardim, & Litter, 2004).
- Poseen una alta velocidad de reacción (Vargas & Palacios, 2017).
- Mejoran las propiedades organolépticas del agua tratada (Aznate, Cerro, & Orozco, 2013).
- Generalmente evitan la generación de subproductos generalmente tóxicos que puedan producir los contaminantes originales como sucede en otros métodos (Castellar Ramos & Osorio Tamayo, 2012).
- Consumen mucho menos energía que otros métodos (Aznate, Cerro, & Orozco, 2013).
- Descompone los reactivos usados como oxidantes en los productos inocuos (Garcés Giraldo, Mejía Franco, & Santamaría Arango, 2004).
- Tratan contaminantes de muy baja concentración además, de disminuir la concentración de compuestos provenientes de pretratamientos alternativos como es el caso de la desinfección (Cruz González, 2015).

- Se pueden aplicar a remediación y desintoxicación de aguas especiales a pequeña y mediana escala (Litter M., 2005).

2.3 DESVENTAJAS

- Es difícil adaptar los procesos a las necesidades industriales o comerciales (Lourdes, y otros, 2013).
- Se generan altos costos debido al consumo de energía cuando en los procesos se incorporan fuentes de radiación (Litter & Quici, 2010).
- La producción de radicales hidroxilos no siempre indica que la velocidad de reacción es alta debido a recombinación de radicales que no son útiles en el proceso de oxidación (Munter, 2001).
- Los POA utilizan reactivos costosos, por lo que se deben combinar con procesos biológicos (Al-Momani, 2003).
- Los compuestos orgánicos como ácido acético, ácido oxálico y derivados del cloruro no reaccionan con el radical hidroxilo (Vargas & Palacios, 2017).

2.4 RADICAL HIDROXILO

El radical hidroxilo proviene de la ruptura de un enlace covalente entre el oxígeno y el hidrogeno provenientes de una molécula de agua posee un ciclo de vida corto, es uno de los radicales libres más reactivos debido a que reacciona en menos de un microsegundo con otra molécula (Nieto, 2012) este puede ser generado por la fotoquímica (incluida la luz solar) o por otras formas de energía (Domènech, Jardim, & Litter, 2004), posee un potencial Redox de 2.80 V (Carbajo, 2013) lo que lo caracteriza por tener el segundo potencial de oxidación más elevado en comparación con el flúor el cual es de 3.03 V (Legrini, Oliveros, & Braun, 1993).

En la tabla 7 se muestra el potencial de oxidación que poseen algunas especies, entre ellas se destaca el radical hidroxilo con uno de los potenciales más altos.

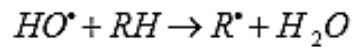
ESPECIE	POTENCIAL DE OXIDACION (V)
F ₂	2.87
HO•	2.80
O ₂	2.42
O ₃	2.07
H ₂ O ₂	1.78
HO ₂ •	1.70
MnO ₄ ⁻	1.68
ClO ₂	1.57
HClO	1.49
Cl ₂	1.36
Br ₂	1.09
I ₂	0.54

Tabla 7. Potencial de oxidación.

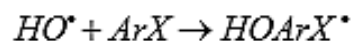
Fuente: (Legrini, Oliveros, & Braun, 1993)

Debido a lo anteriormente mencionado este posee una baja selectividad y una elevada selectividad de reacción lo que permite tratar aguas contaminadas complejas (Falla, 2016), oxidando casi todos los compuestos orgánicos y obteniendo como resultado H₂O, CO₂ e iones inorgánicos (Huang, Tang, Wang, Koltypin, & Gedanken, 2000).

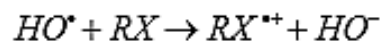
El radical reacciona con el compuesto orgánico extrayendo uno de los hidrógenos del compuesto lo que produce un radical orgánico que con ayuda del oxígeno molecular el cual es oxidante forma radicales peroxilo esta reacción se repite de manera sucesiva (Legrini, Oliveros, & Braun, 1993) donde en la primera reacción absorben un hidrogeno, en la segunda reacción sobre un enlace P se adiciona electrofilicamente o por transferencia de electrones como en la tercera reacción hasta que se oxida completamente a sales inorgánicas, agua y dióxido de carbono (Litter & Quici, 2010).



Reacción 1



Reacción 2



Reacción 3

En estas reacciones el R representa una cadena alifática y AR un grupo aromático este conjunto de reacciones generan la mineralización total de los compuestos que se quieren degradar (Litter & Quici, 2010).

El radical hidroxilo posee particularidades como; un tiempo de vida corto, fácil producción, altamente reactivo, no selectivo, extremadamente oxidante además de otras como podemos observar en la ilustración 13.

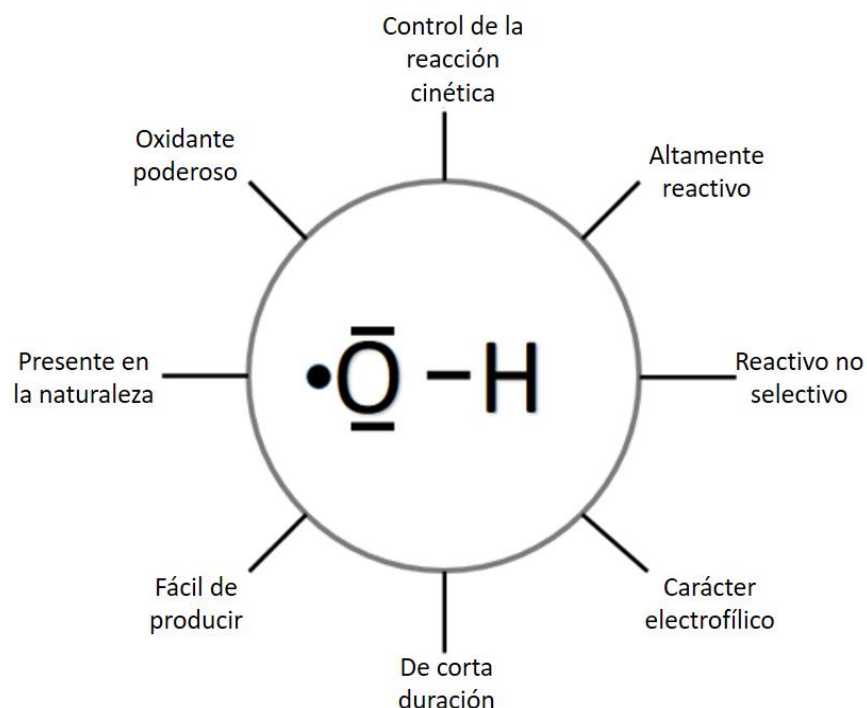


Ilustración 13. Características del radical hidroxilo.

Fuente: (Cruz González, 2015)

La selección del proceso de oxidación correcto depende de la calidad de agua que queremos generar combinándola así con otros tratamientos para mayor efectividad, según Oller, Malato, & Sánchez (2011), los factores a tener en cuenta son:

- Flexibilidad del proceso
- Cantidad de agua residual a tratar
- Potencial de reusó del efluente
- Espacio disponible para el tratamiento
- Calidad final requerido del efluente
- Eficiencia del tratamiento avanzado
- Estudios económicos realizados
- Diferentes elecciones de tratamientos convencionales viable

3. NORMATIVA

En este trabajo, se tuvieron en cuenta diferentes instrumentos normativos colombianos vigentes, relacionados con el manejo, tratamiento y disposición final de lodos residuales o biosólidos. A continuación, en la tabla 8 se muestra en orden cronológico las normas relacionadas con vertimientos, aguas residuales, parámetros físicos, microbiológicos, toxicidad y el contexto general sobre el manejo de este recurso.

NORMA	RESPONSABLE	DESCRIPCIÓN
Decreto 4741 del 2005	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.	Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral.
Decreto 1287 de 2014 (artículo 3) (compilada en el decreto 1077 de 2015 – capítulo 4)	Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio.	Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.
Resolución 631 de 2015 (Artículo 12)	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible	Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones.
RAS 0330 de 2017 (Artículo 207)	Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio	Por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS).

Tabla 8. Normatividad legal vigente manejo de lodos o biosólidos.

Fuente: COLOMBIA. MINISTERIO DE VIVIENDA, CIUDAD Y TERRITORIO. Decreto 1287 (10, julio, 2014). Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Bogotá D.C.: El Ministerio, 2014. 15

p.

En el Decreto 1287 de 2014 se encuentra tres técnicas utilizadas para el manejo del lodo residual después de haber pasado por un proceso de estabilización y su uso en la agricultura, acondicionador del suelo o de abono. Los valores máximos permisibles para la categorización de los biosólidos para su uso, se establecen en categoría A y B como se puede ver en la siguiente tabla 9:

CRITERIO	VARIABLE	UNIDAD DE MEDIDA	CATEGORIA BIOSÓLIDO	
			Valores máximos permisibles	
			A	B
Químicos – metales Concentraciones maximas	Arsénico (As)	mg/ Kg de biosólido (base seca)	20,0	40,0
	Cadmio (Cd)		8,0	40,0
	Cobre (Cu)		1000,0	1750,0
	Cromo (Cr)		1000,0	1500,0
	Mercurio (Hg)		10,0	20,0
	Molibdeno (Mb)		18,0	75,0
	Niquel (Ni)		80,0	420,0
	Plomo (Pb)		300,0	400,0
	Selenio (Se)		36,0	100,0
	Zinc (Zn)		2000,0	2800,0
Microbiológicos	Coliformes fecales	Unidades formadoras de colonia UFC/ g de biosólido (base seca)	<1,00E (+3)	<2,00E (+6)
	Huevos de helmintos viables	Huevos de helmintos viables /4 g de biosólido (base seca)	<1,0	<10,0
	Salmonella sp.	Unidades formadoras de colonia UFC/ en	Ausencia	<1,00E (+3)

		25g de biosólido (base seca)		
	Virus entéricos	Unidades formadoras de placas UFP/ 4 g de biosólido (base seca)	<1,0	–

Tabla 9. Criterios con límites máximos permisibles de los biosólidos con su categoría correspondiente.

Fuente: COLOMBIA. MINISTERIO DE VIVIENDA, CIUDAD Y TERRITORIO. Decreto 1287 (10, julio, 2014). Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Bogotá D.C.: El Ministerio, 2014. 15 p.

El artículo 8 define las alternativas de disposición final de acuerdo con la categoría y clasificación, los biosólidos pueden destinarse para los siguientes usos:

Categoría A.

- a. En zonas verdes tales como cementerios, separadores viales, campos de golf y lotes vacíos.
- b. Como producto para uso en áreas privadas tales como jardines, antejardines, patios, plantas ornamentales y arborización.
- c. En agricultura.
- d. Los mismos usos de la Categoría B.

Categoría B.

- a. En agricultura, se aplicará al suelo.
- b. En plantaciones forestales.
- c. En la recuperación, restauración o mejoramiento de suelos degradados.
- d. Como insumo en procesos de elaboración de abonos o fertilizantes orgánicos o productos acondicionadores para suelos a través de tratamientos físicos, químicos y biológicos que

modifiquen su calidad original. Los procesos de elaboración y características de los productos finales y su uso, queda sujeto a la regulación establecida por el ICA.

e. Para remediación de suelos contaminados, lechos biológicos para el tratamiento de emisiones y vertimientos, soporte físico y sustrato biológico en sistemas de filtración, absorción y adsorción.

f. Como insumo en la fabricación de materiales de construcción.

g. En la estabilización de taludes de proyectos de la red vial nacional, red vial, secundaria o terciaria.

h. En la operación de rellenos sanitarios *tomo*: cobertura diaria, cobertura final de cierre y de clausura de plataformas y en actividades de revegetalización y paisajismo.

i. Actividades de revegetalización y paisajismo de escombreras.

j. En procesos de valorización energética.

Así mismo, en el parágrafo 2 del artículo 5 se especifica que los biosólidos que no cumplan con los valores máximos permisibles establecidos para su clasificación en las Categorías A y B, podrán usarse en:

a. En la operación de rellenos sanitarios como cobertura diaria.

b. En la disposición conjunta con residuos sólidos municipales en rellenos sanitarios y de manera independiente en sitios autorizados.

c. En procesos de valorización energética.

Los biosólidos que no se usen de acuerdo con lo que está establecido en el decreto 1287 de 2014, deberán disponerse o ser tratados hasta cumplir con los valores establecidos en las categorías A y B para viabilizar su uso.

Con base al RAS 0330 de 2017, se establecen los lineamientos para la caracterización de lodos y biosólidos provenientes del tratamiento de las aguas residuales teniendo en cuenta los siguientes aspectos: Lugar de muestra, instalación del muestreo, presencia de condiciones de riesgo, condiciones hidráulicas, naturaleza del lodo o biosólido que va a ser muestreado, dosificación del flujo volumétrico, tipo de análisis (patógenos, metales y nutrientes), periodo de muestreo (horario, semanal, mensual), métodos de preservación de la muestra, la caracterización de los parámetros (cadmio, cromo total, cobre, plomo, mercurio, níquel, zinc, molibdeno, arsénico, selenio, coliformes fecales, huevos de helmintos viables) y la frecuencia de muestreo está relacionada con cantidad de biosólidos producidos en la planta de tratamiento de aguas residuales, basado en la siguiente tabla 10:

Producción de biosólidos ton/año de biosólido (base seca)	Frecuencia mínima de análisis
<300	Anual
300-1500	Semestral
>1500-15000	Trimestral
>15000	Mensual

Tabla 10. Producción de biosólido y frecuencia de análisis.

Fuente: COLOMBIA. MINISTERIO DE VIVIENDA, CIUDAD Y TERRITORIO. Resolución 0330 (8, junio, 2017). Por el cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS y se derogan las resoluciones 1096 de 2000, 0424 de 2001, 0668 de 2003, 1459 de 2005, 1447 de 2005 y 2320 de 2009. Bogotá D.C.: El Ministerio, 2017.

182 p.

4. LODOS

4.1 INTRODUCCIÓN A LA GESTIÓN DE LOS LODOS

El tratamiento y la gestión de los lodos siguen siendo un reto para las plantas de tratamiento de aguas residuales. El objetivo del tratamiento de lodos es reducir su volumen y conseguir un producto final que no suponga un riesgo para la salud pública y el medio ambiente. Los lodos se producen durante el tratamiento preliminar, el tratamiento primario, el tratamiento secundario y el tratamiento avanzado de las aguas residuales, y son una buena fuente de materia orgánica y nutrientes que pueden recuperarse y reutilizarse (Spinosa y Vesilind, 2001), aunque también existen diversas sustancias nocivas en los lodos, incluidos los compuestos orgánicos sintéticos, metales pesados y patógenos.

Los lodos de plantas tratamiento de aguas residuales urbanas se producen en estas plantas (PTAR), como consecuencia del tratamiento físico y biológico de estas aguas. Según la EPA¹ son lodos residuales de depuración los lodos excedentes originarios de todo tipo de plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas o industriales, así como los procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración utilizadas para el tratamiento de aguas residuales.

La cantidad y calidad de los fangos o lodos obtenidos en los procesos de depuración de aguas residuales depende de muchos factores y no es constante, varía de una estación de tratamiento a otra, inclusive, dentro de la misma planta con el tiempo. Esto se debe a que la producción de lodos está sujeta a diferentes factores, como el caudal de agua tratado y el tipo de contaminación presente en la zona donde se encuentra ubicada la planta, los cuales, a su vez, dependen del número de habitantes, de los hábitos de vida de los mismo y su cultura, del diseño de la red de saneamiento (separativa o unitaria, velocidad de flujo, diámetro de las tuberías, etc.), de la presencia de vertidos

¹ UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY -EPA-. Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction on Sewage Sludge. Documentos. [Consultado 18, septiembre, 2019]. Archivo en pdf. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-625-r-92-013.pdf>

industriales, de la climatología, la situación de la instalación, etc...(Arulrajaha, et al., 2011; US EPA, 2005; Vega, et al., 2005).

Otro aspecto de gran importancia y a tener en cuenta es el tipo de tratamiento presente a través de la línea de agua y de la eficiencia del mismo. En este aspecto, no sólo hay que tener en cuenta los procesos en los que se generan los lodos como tratamientos primarios, biológico y/o químico, sino que también el buen funcionamiento de los procesos anteriores, va a influir en la cantidad de lodos obtenidos. En general, se puede decir que las cantidades de lodos producidos en un proceso de tratamiento de aguas residuales convencional, suelen estar en un 50% para los lodos primarios y biológicos, si bien cuando existen tratamientos físico-químicos este porcentaje se incrementa, principalmente en el caso de los lodos primarios (Spinosa y Vesilind, 2001).

El destino final adecuado de los biosólidos es un factor fundamental para el éxito de un sistema de saneamiento. Sin embargo, esta actividad ha sido descuidada en muchos países en desarrollo. Es habitual que en el diseño de las plantas de tratamiento de aguas residuales no se tenga en cuenta el tema de la gestión de lodos, por lo que esta compleja actividad se realiza sin planificación previa por parte de los operadores de la planta y, con frecuencia, en condiciones de emergencia (Limón, 2013). Debido a esto, se han adoptado alternativas inadecuadas de disposición final, reduciendo en gran medida los beneficios logrados por los sistemas de alcantarillado.

Aunque los lodos representan sólo entre el 1% y el 2% del volumen de aguas residuales tratadas, su gestión es muy compleja y tiene un coste que suele oscilar entre el 20% y el 60% de los costes totales de funcionamiento de la depuradora. Además de su importancia económica, el destino final de los lodos es una operación compleja, ya que a menudo se realiza fuera de los límites de la planta de tratamiento.

4.2 DEFINICIÓN DE LODO RESIDUAL

Lodo residual es el residuo sólido, semisólido o líquido que se genera por el tratamiento de las aguas residuales. Su composición depende principalmente de las características del agua residual afluente y del proceso de tratamiento utilizado en la planta que lo genera. Uno de los problemas para el uso y manejo de los lodos es su alto contenido de patógenos, por lo que se requiere su estabilización (reducción de microorganismos patógenos) (Moeller et al, 2000).

En la tabla 11, se muestra la composición de diferentes tipos de lodos generados en el tratamiento de aguas residuales domésticas, observándose lo mencionado respecto a que sus características varían en función del proceso que los origina.

PARÁMETROS	LODOS PRIMARIOS (Sin adición de Químicos)	LODOS SECUNDARIOS (licor mezcla de lodos activados)	LODOS DIGERIDOS (Mezcla)
pH	5.5 – 6.5	6.5 – 7.5	6.8 – 7.6
Contenido de Agua (%)	92 – 96	97.5 – 98	94 – 97
SSV (%SS)	70 – 80	80 – 90	55 – 65
Grasas (%SS)	12 – 14	3 – 5	4 – 12
Proteínas (%SS)	4 – 14	20 – 30	10 – 20
Carbohidratos (%SS)	8 – 10	6 – 8	5 – 8
Nitrógeno (%SS)	2 – 5	1 – 6	3 – 7
Fosforo (%SS)	0.5 – 1.5	1.5 – 2.5	0.5 – 1.5
Bacterias patógenas (NMP/100ml)	10 ³ – 10 ⁵	100 – 1000	10 – 100
Metales pesados (%SS) (Zn, Cu, Pb)	0.2 – 2	0.2 – 2	0.2 – 2
SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles, NMP: Numero más probable, SS: sólidos suspendidos			

Tabla 11. Parámetros de los diferentes tipos de lodos.

Fuente: (García, 2009)

4.3 CLASIFICACIÓN DE LOS LODOS

Existen diversos criterios que nos permiten clasificar los lodos, según consideremos:

- El origen del efluente de la EDAR,

- La etapa de depuración de las aguas residuales en la que se genere el lodo,
- El tipo de tratamiento específico realizado en la línea de lodos.

4.3.1 Atendiendo al origen del efluente

Según De las Heras (2009), los lodos pueden clasificarse en:

Lodos urbanos: el agua tratada en la PTAR tiene un componente predominantemente urbano se refiere a que el porcentaje de agua urbana es $\geq 80\%$. El caudal de aguas recogidas está formado por aguas domésticas y de pequeña y mediana empresa ubicada dentro de los cascos urbanos.

Lodos industriales: son los lodos generados en estaciones de tratamiento de vertidos industriales o con una predominancia de estos.

La calidad de las aguas influentes a la PTAR determinará los posibles riesgos de presencia de contaminación no biodegradable, que puede deteriorar las características de los lodos, de forma que su destino final se vea condicionado.

4.3.2 En función de la etapa de tratamiento de las AR en la que se genera

Según Sobrados (2013), los lodos se pueden clasificar en primarios, secundarios, mixtos y químicos o físico-químicos.

En la ilustración 14, se muestra un esquema de la generación de lodos atendiendo a este criterio; se puede observar los diferentes puntos donde se generan los lodos producto del tratamiento de las aguas residuales.

Lodos primarios: es el resultado de la captura de sólidos en suspensión (SS) y orgánicos en el proceso de tratamiento primario mediante sedimentación gravitacional (Gray, 2009). Algunos autores lo han definido como una mezcla floculada de materia orgánica e inorgánica, cuyo comportamiento de flujo se puede alterar drásticamente debido a la concentración, la composición y la temperatura. Los lodos primarios consisten en una alta proporción de materias orgánicas, como heces, verduras, frutas, textiles, papel, etc. La consistencia es un fluido espeso con un porcentaje

de agua entre el 93 % y el 97 % (Markis et al., 2014; Bhattacharya, 1981). La cantidad de lodo producido es función del caudal de agua tratada, de la cantidad de SS contenidos en dicha agua y de la eficiencia del sistema de decantación (Rendimiento decantación primaria aprox. 65%). Presentan una alta variabilidad debido a la diferente componente urbana e industrial y son susceptibles de presentar contaminación de origen antropogénico (Gray, 2009).

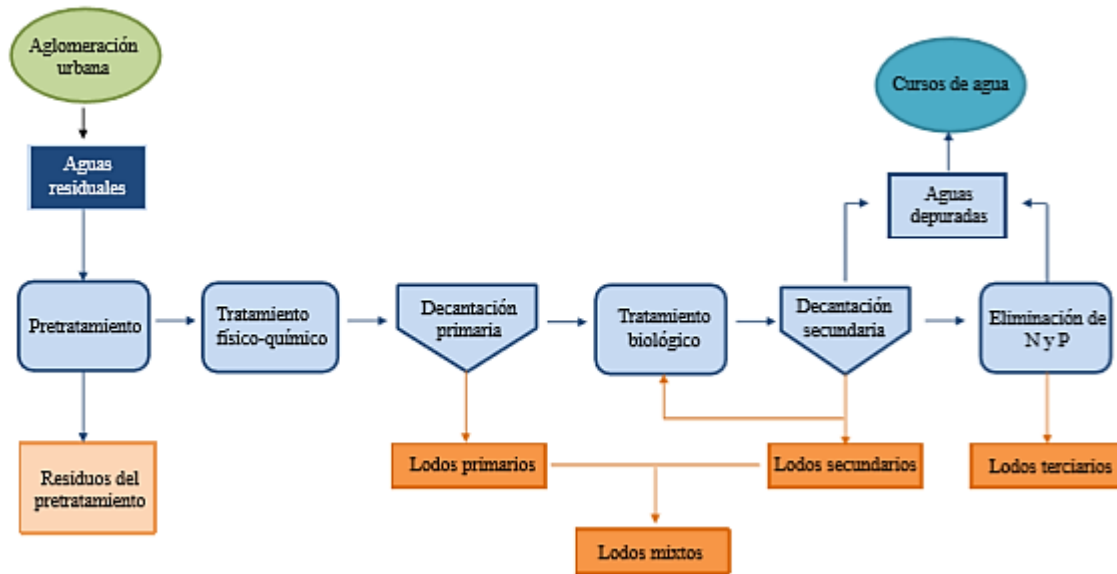


Ilustración 14. Puntos de generación de lodos en una PTAR.

Fuente: (Sobrados, 2013)

Estos lodos generalmente presentan una consistencia limosa y color de marrón a gris, los cuales presentan un mal olor con gran facilidad, además son sumamente inestables, poco estabilizados, y altamente fermentables y putrescibles, por lo que se vuelven sépticos. Están compuestos tanto por sólidos orgánicos e inorgánicos que, por su tamaño u otras características, no han sido retenidos en el pretratamiento.

Son lodos que liberan fácilmente su fracción de agua libre, lo que conlleva un buen espesamiento. Su contenido en humedad varía entre un 93% y un 99%. Determinados microcontaminantes presentan un carácter hidrófobo por lo que serán transferidos desde el agua residual a estos lodos primarios (De las Heras, 2009; Gray, 2009).

Lodos biológicos o secundarios: se generan en el proceso biológico de la PTAR y son separados en la decantación secundaria. Se componen de polisacáridos y proteínas, bacterias y microorganismos, que forman sustancias poliméricas extracelulares (Markis et al., 2014). El lodo secundario consiste predominantemente en el exceso de biomasa producida durante el proceso biológico, y aproximadamente la mitad de la carga de contaminación orgánica entrante se convierte en lodo secundario. En comparación con el lodo primario, el lodo secundario es mucho más difícil de deshidratar. La cantidad y características de estos lodos varía con el metabolismo y el grado de crecimiento de los diferentes tipos de microorganismos presentes en el sistema. Si bien, en una primera aproximación se puede decir que la cantidad de lodos biológicos producidos depende principalmente de la edad del lodo y de la carga másica a la que tiene lugar el proceso biológico, es decir, de su grado de estabilización. Existen una serie de factores, tanto de diseño como ambientales, que influyen en la producción de estos lodos, de entre los que destacan:

- La composición del agua residual: aguas con mayor contaminación orgánica generan mayor cantidad de lodos.
- Existencia de proceso de nitrificación: este factor hace que tenga lugar no sólo la oxidación de la materia orgánica del carbono, sino también la del nitrógeno, por lo que se produce un aumento de, aproximadamente, 0,15 mg/mg de N eliminado.
- La temperatura, factor que afecta a todo proceso biológico. A mayor temperatura, mayor velocidad de reacción y, por tanto, mayor producción de lodos.

Los lodos biológicos están formados, principalmente, por materia orgánica que gracias a la aireación que ha podido tener en el proceso biológico se encuentra parcialmente estabilizada, por lo que generan menos olores que los lodos primarios, si bien en este punto, presentan condiciones sépticas que hace que sea necesario estabilizarlos, ya sea en el proceso biológico, o en procesos externos.

Su contenido en sólidos presenta gran variabilidad según el tipo de tratamiento biológico, su concentración puede oscilar, aproximadamente entre 0,5-2 %, lo que representa una cantidad de agua del 99,5-98 % para lodos producidos en tratamientos convencionales de lodos activos,

biomasa suspendida; en tratamientos de biopelícula fija, donde el grado de estabilización de los mismos es mayor, las concentraciones pueden alcanzar valores del 4-6%. Aquellos contaminantes bioacumulables y biotransformables transportados con el agua influente pueden estar presentes en estos lodos biológicos (De las Heras, 2009).

Lodos mixtos: son el resultado de mezclar los lodos primarios y secundarios. Los lodos biológicos y primarios pueden tratarse por separado o mezclarse. Habitualmente, los lodos mixtos son el producto a tratar en la línea de lodos de las PTARs (De las Heras, 2009; Gray, 2009).

Lodos químicos o físico-químicos: se generan cuando en la línea de tratamiento de las AR existe un tratamiento químico o físico-químico. Generalmente resultan de la adición al agua residual de sales de hierro o aluminio y cal para mejorar el rendimiento en la eliminación de materia orgánica en suspensión presente en el agua, eliminar determinados compuestos inorgánicos disueltos en el agua, o precipitar fósforo.

Este tipo de lodos se va a ver afectados por las características de la química del agua tratada, el pH, la mezcla con el reactivo adicionado, el tiempo de reacción y la capacidad de floculación del sistema. Así, en líneas generales, la adición de cal mejora el espesamiento y la deshidratación del lodo. Sin embargo, la presencia de sales de hierro y aluminio en los lodos primarios, provoca una disminución de su capacidad de espesamiento y deshidratación, mientras que la adición de sales de aluminio en los lodos activados, mejora el espesamiento de los lodos en exceso. Por otro lado, la velocidad de descomposición de estos lodos es mucho menor, ya que presentan una fracción inorgánica mayor. Es evidente que el uso de productos químicos en el tratamiento del agua hace que se generen una mayor cantidad de lodos.

4.3.3 En función del tipo de tratamiento dado en la línea de lodos

Los tipos de lodos descritos en el apartado anterior, se conocen en conjunto como lodos frescos, ya que no han sido tratados. Una vez que se les somete a los tratamientos específicos de la línea

de lodos (espesamiento, estabilización, deshidratación), se les denomina lodos espesados, estabilizados o digeridos y lodos deshidratados, respectivamente (De las Heras, 2009).

Lodos tratados: son lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o urbanas o de aguas residuales de composición similar a las domésticas o urbanas, tratados por procesos biológicos, químicos o térmicos, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzca, de forma significativa, su poder de fermentación y con ello los inconvenientes sanitarios de su utilización.

Lodos deshidratados: Son los lodos tratados sometidos a un proceso de pérdida de agua y reducción de volumen mediante procesos físico-químicos o térmicos, previo a su utilización. El contenido de humedad no debe superar el 80 por ciento.

Lodos secados: Son lodos tratados con un contenido de humedad inferior al 70 por ciento.

Lodos compostados: Son lodos tratados sometidos a un proceso de transformación biológica aerobia, con la finalidad de obtener un producto estable y no fitotóxico.

4.4 CLASIFICACIÓN DE LOS BIOSÓLIDOS

La calidad de los biosólidos depende fundamentalmente de cuatro grupos de contaminantes principales que pueden presentarse:

- Agentes Patógenos.
- Metales Pesados.
- Nutrientes y Materia Orgánica.
- Contaminantes Orgánicos.

Los biosólidos son el resultado de la extracción de la materia sólida de las aguas residuales, por lo tanto, dependiendo de dónde provengan estas aguas se tendrá presencia o no de los contaminantes mencionados.

Por ejemplo, para los biosólidos provenientes del tratamiento de aguas residuales domésticas se espera que haya presencia de agentes patógenos y materia orgánica, siendo lo esperado, pero no lo real, puesto que, puede existir contaminación de Metales pesados y contaminantes orgánicos.

Según la EPA (1994), quien es la máxima autoridad ambiental de Estados Unidos, y es el ente que más ha trabajado sobre este tema en América Latina, los biosólidos se clasifican en:

Biosólido Clase A. Se cataloga en este nivel si luego de someter a tratamiento se presentan estas condiciones:

- Una densidad de coliformes fecales inferior a 1000 Número Más Probable (NMP) por gramo de sólidos totales o la densidad de *Salmonella* sp. es inferior a 3 NMP por 4 gramos de sólidos totales.
- La densidad de virus entéricos menor o igual a 1 Unidades Formadoras de colonia (UFC) por 4 gramos de sólidos totales y los huevos viables de helmintos inferiores a 1 por 4 gramos de sólidos totales.

Y si además se somete a tratamiento para reducir vectores no tendrá restricciones en su aplicación agrícola y sólo será necesario solicitar permisos para garantizar que estos rangos hayan sido cumplidos.

Biosólido Clase B. Se cataloga en este nivel si luego de someter a tratamiento se presentan estas condiciones:

- Una densidad de coliformes fecales inferior a 2×10^6 NMP por gramo de sólidos totales o 2×10^6 UFC por gramo de sólidos totales.

Este tipo de biosólidos deberá recibir un tratamiento posterior tratamiento para reducir estos niveles y en consecuencia tiene mayores restricciones para uso agrícola.

4.5 PRINCIPALES CONTAMINANTES DE LOS BIOSÓLIDOS

Algunos componentes de las aguas residuales, al pasar por el sistema de tratamiento, pueden aumentar su concentración en el lodo. Aunque varios constituyentes orgánicos y minerales del lodo pueden tener características fertilizantes, otros pueden no ser deseables, debido a los riesgos sanitarios y ambientales asociados (Colomer y Gallardo, 2004). Estos componentes indeseables se pueden agrupar generalmente en:

- Metales
- Trazas de contaminantes orgánicos
- Agentes patógenos
- Nutrientes y materia orgánica

Su presencia en el lodo es extremadamente variable dependiendo tanto de las características de las aguas residuales, como del sistema de tratamiento. Las aguas residuales de poblaciones sanas presentan muchos menos patógenos que las de las no sanas. De forma similar, los lodos de aguas residuales domésticas tienen un bajo contenido de metales pesados, por lo que normalmente no presentan ningún peligro para el medio ambiente. La mayoría de los contaminantes químicos en los lodos son consecuencia de la descarga de efluentes industriales en el sistema de alcantarillado. Una buena práctica de gestión de lodos debe tener en cuenta este aspecto, que a menudo es ignorado por muchas compañías de agua y saneamiento. Una política medioambiental sostenible destinada al reciclado de lodos requiere la mejor calidad de lodos económicamente posible. Las empresas de agua y saneamiento deben tener una política clara, bien definida y técnicamente basada en la aceptación de efluentes no domésticos, que evite los contaminantes que puedan poner en peligro la calidad de los lodos y hacer necesario un costoso tratamiento de las aguas residuales.

El uso agrícola de los lodos de aguas residuales es una práctica aceptable cuando pueden evitarse los efectos nocivos para el suelo, los productos agrícolas, la salud humana y el medio ambiente (EPA,1994). En lo que respecta a la contaminación por organismos patógenos, pueden aplicarse varias técnicas de desinfección de lodos para reducir la densidad de patógenos a niveles aceptables para uso agrícola. En cuanto a los metales y los contaminantes orgánicos, no existen técnicas económicamente viables para su eliminación de los lodos, especialmente desde la perspectiva de los países en desarrollo. Por lo tanto, la mejor estrategia es la prevención, porque cuando el lodo

ya está contaminado, incluso si se procesa mediante incineración, pueden producirse riesgos medioambientales.

4.5.1 Metales

Fuentes de metales en el lodo. Aunque los metales pueden llegar a ser venenosos para las plantas y los animales, incluso en las bajas concentraciones en las que normalmente se encuentran en las aguas residuales domésticas, no se suele notificar la toxicidad crónica debida a su eliminación (Matthews, 1996). Por otro lado, no ocurre lo mismo con la eliminación de las aguas residuales industriales, y principalmente de sus lodos, ya que son las principales fuentes de metales concentrados.

Los metales en las aguas residuales se deben principalmente a los vertidos de aguas residuales industriales de las siguientes industrias a los sistemas públicos de alcantarillado (Domingo, 2008):

- Galvanoplastia
- Industrias químicas (fabricación de compuestos orgánicos, curtido, industrias farmacéuticas)
- Industrias de transformación de metales (fundiciones)
- Industrias químicas (fabricación de compuestos inorgánicos, lavanderías, aceites, industria, fabricación de colorantes y pigmentos, etc.)

La fuente de metales importantes encontrados en los lodos de los sistemas de alcantarillado que reciben efluentes industriales se presenta en la Tabla 12.

Eliminación potencial de metales en procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.

Las características del medio líquido definen las formas en que cada constituyente estará presente. Por ejemplo, cuanto más alcalino sea el medio, más compuestos de plomo insolubles se formarán, disminuyendo la concentración de plomo en el efluente líquido. Por lo tanto, cuanto más alcalino sea el medio, mayor será la concentración de plomo en el lodo. Los compuestos metálicos se

comportan de manera similar al plomo. Por lo tanto, dependiendo de cómo se opere la planta de tratamiento, los metales pueden ser encaminados a la fase sólida o líquida (Cobos, Londoño, & Florez Garcia., 2009).

Además, la presencia de otros metales y cianuro puede tener un efecto sinérgico o antagonista. Un ejemplo es el aumento de la toxicidad del cobre cuando hay cianuros presentes. Por otra parte, en presencia de agentes quelantes, como EDTA-4 y HEDTA-3, la toxicidad de los metales bivalentes puede reducirse mediante un proceso de complexación. Si los sulfatos están presentes, los sulfatos metálicos pueden precipitarse y la toxicidad se reduce.

La descarga de ciertas aguas residuales al sistema público de alcantarillado puede tener un impacto variable en la planta de tratamiento de aguas residuales, dependiendo de los factores de dilución, contenido y tipo de contaminantes, y del sistema de tratamiento de aguas residuales en operación (Cobos, Londoño, & Florez Garcia., 2009). La evaluación adecuada del impacto en los procesos de tratamiento puede aproximarse mediante simulaciones matemáticas o de laboratorio. Como resultado, se pueden tomar decisiones sobre la aceptación o no aceptación de efluentes industriales en la planta de tratamiento, teniendo en cuenta la inhibición de los procesos de tratamiento biológico y la conformidad del efluente y los biosólidos con la legislación pertinente. Los componentes indeseables se controlan mejor en las fuentes (industrias y actividades no domésticas).

Metal	Principales fuentes industriales de contaminación
Cadmio	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro, acero, galvanoplastia; fundición; productos mecánicos: componentes eléctricos y electrónicos; industria maderera: muebles; caucho; industria química: anhídrido ftálico, acetilación de celulosa, carboxilación de benceno, condensación y polimerización de fenol/formaldehído y anilina/formaldehído, compuestos y elementos inorgánicos, tintes y pigmentos, pinturas y barnices, jabones y detergentes; productos farmacéuticos; textiles.
Cobre	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: galvanoplastia, metales no ferrosos y piezas fundidas; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; industria maderera; muebles; cuero, pieles y productos similares; industria química: a) cloración directa de benceno, tolueno, 1,4-diclorobenceno, nitrobenceno, anhídrido ftálico, metano, etileno, propileno, etc.; b) celulosa/acético acetilación de anhídrido; c) craqueo de gas licuado de petróleo, gas nafta/petróleo, nafta/gas de petróleo líquido; d) extracción/destilación de pirólisis-

	gasolina; compuestos y elementos inorgánicos; adhesivos; industria petrolera; plásticos, plásticos productos de materias primas; pinturas y barnices; jabones y detergentes; cosméticos y cosméticos; y fragancias; textiles; hospitales; lavanderías; tuberías de agua caliente.
Zinc	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro, acero, galvanoplastia, metales no ferrosos y piezas moldeadas; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; muebles; caucho; cuero, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos; explosivos; industria petrolera; aceites y ceras; plaguicidas; plásticos; productos de materias plásticas; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textiles; hospitales; lavanderías; equipo fotográfico.
Niquel	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro, acero, galvanoplastia, metales no ferrosos; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; muebles; cuero, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; colorantes y pigmentos; explosivos; plásticos; productos de materias plásticas; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textiles; lavanderías; equipo fotográfico.
Mercurio	Productos metalúrgicos: galvanoplastia, metales no ferrosos; productos eléctricos y componentes electrónicos; productos farmacéuticos, fungicidas; componentes eléctricos y aparatos electrónicos; mobiliario; papel y cartón; productos químicos varias industrias; adhesivos; explosivos; fertilizantes; pesticidas; plásticos; plásticos productos de material; pinturas y barnices; productos farmacéuticos; textiles; hospitales; laboratorios; equipo fotográfico.
Cromo	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastia, metales no ferrosos y piezas moldeadas; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; industria maderera; muebles; cuero, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos; colorantes y pigmentos; fertilizantes; industria del petróleo; aceites y ceras; plásticos; productos de materias plásticas; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textiles; equipo fotográfico.
Plomo	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastia, metales no ferrosos; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; muebles; caucho; cuero, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos, tintes y pigmentos; explosivos; industria del petróleo; aceites y ceras; plásticos; productos de materias plásticas; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textiles; hospitales; lavanderías; equipos fotográficos; tuberías de drenaje de aguas pluviales y tuberías de edificios.
Arsénico	Productos metalúrgicos: metales no ferrosos; componentes eléctricos y electrónicos; industria maderera; muebles; diversas industrias químicas; industria petrolera; aceites y ceras; pesticidas; plásticos; pinturas y barnices; productos farmacéuticos; textiles; hospitales; laboratorios; lavanderías.
Selenio	Productos minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de hormigón; productos metalúrgicos: hierro y acero, metales no ferrosos; productos eléctricos y componentes electrónicos; mobiliario; caucho; varias industrias químicas; tintes y pigmentos; pinturas y barnices; productos textiles; productos fotográficos equipo.

Tabla 12. Principales fuentes de metales presentes en los lodos.

Fuente: (Cobos, Londoño, & Florez Garcia., 2009)

4.5.2 Agentes patógenos

Según Uggetti et al (2012) los organismos que se encuentran en los lodos pueden ser saprofitos, comensales, simbioses o parásitos. Sólo los parásitos son patógenos y capaces de causar

enfermedades en los seres humanos y los animales. En los lodos pueden encontrarse cinco grupos de organismos patógenos (Uggetti, 2012):

- Helmintos
- Protozoos
- Hongos
- Virus
- Bacterias

Los organismos patógenos pueden provenir de fuentes humanas, lo que refleja directamente el estado de salud de la población y el nivel de saneamiento de la región (Vega, 2005). También pueden provenir de fuentes animales, cuyos excrementos son eliminados a través del sistema de alcantarillado de agua (por ejemplo, heces de perros y gatos), o bien a través de vectores en las alcantarillas, principalmente roedores.

En cuanto a los patógenos en los lodos, los estudios epidemiológicos mostraron que las bacterias, los virus, los huevos de los helmintos y los quistes protozoarios plantean riesgos para la salud humana y animal (Uggetti, 2012). Estos riesgos se deben a:

- Alta incidencia de parasitismo en la población de diferentes partes del mundo
- Largo tiempo de supervivencia de los huevos de helmintos en el medio ambiente (los huevos de *Ascaris sp.* pueden sobrevivir hasta siete años)
- Dosis baja de infección (un huevo o quiste puede ser suficiente para infectar al huésped)

La cantidad de patógenos en las aguas residuales de un municipio específico varía mucho y depende de ello:

- Nivel socioeconómico de la población
- Condiciones de salubridad
- Zona geográfica
- Presencia de agroindustrias

- Tipo de tratamiento de lodos

La población de patógenos en el lodo también varía según las condiciones enumeradas anteriormente. Sin embargo, su concentración también está influenciada por los procesos de tratamiento de lodos. El tratamiento de aguas residuales concentra la mayor parte de la carga de organismos presentes inicialmente en el afluente en el lodo. En las etapas de separación, los organismos se adhieren a las partículas sólidas en suspensión. Por lo tanto, se puede encontrar la misma población inicial, aunque en concentraciones más altas. Otro factor a considerar es el porcentaje de patógenos presentes, pero no viables, ya que los procesos de tratamiento son capaces de desnaturalizarlos, es decir, estos organismos pierden su infectividad (Vega, 2005).

4.5.3 Nutrientes y materia orgánica

Su peligrosidad radica en su potencial de eutrofización para las aguas subterráneas y superficiales. Sin embargo, se pueden considerar como fertilizantes valiosos al igual que la materia orgánica (Dolgen, 2004).

4.5.4 Contaminantes orgánicos

Por lo general los contaminantes orgánicos tienden a acumularse en los lodos debido a que estos poseen poca solubilidad en el agua y una elevada capacidad de adsorción, moléculas complejas como las que poseen plastificantes, agentes tensoactivos, los plaguicidas, disolventes industriales, colorantes, y muchos más contaminantes orgánicos aparecen en los lodos (Matthews, 1996).

Todos estos contaminantes son motivo de preocupación por sus efectos potenciales sobre el medio ambiente y sobre la salud humana. Una característica de las más importantes es su variado potencial de biodegradación.

Muchos se biodegradan lentamente, por lo tanto, los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales con tiempos de residencia más largos, tendrán una mayor capacidad para biodegradar estos compuestos indeseables. La biodegradación también puede ocurrir después de esparcir los lodos en la tierra o durante el compostaje (Matthews, 1996).

El grupo de trabajo de la OMS sobre riesgos para la salud de los productos químicos presentes en los lodos residuales aplicados a las tierras, llegó a la conclusión de que la absorción total por el hombre, de contaminantes orgánicos procedentes de la aplicación de lodos a las tierras de cultivo, es poco importante y probablemente no causará efectos adversos para la salud. Sin embargo, a pesar de que cada vez se investiga más el papel ecotoxicológico de los contaminantes orgánicos en el sistema suelo-planta-agua y en la cadena alimentaria, es aún poco claro (Matthews, 1996).

4.6 TRATAMIENTO DE LOS LODOS DE PTAR

Según Oropeza (2006) los principales objetivos del tratamiento y eliminación de lodos son los siguientes:

- Estabilización de la materia orgánica contenida en el lodo.
- Reducción del volumen de lodos para su eliminación mediante la eliminación de una parte del agua.
- Destrucción de patógenos.
- Recogida de subproductos, que pueden ser utilizados o vendidos para compensar algunos de los costes del tratamiento de lodos.
- Eliminación de los lodos de una manera segura y estéticamente aceptable.

En la ilustración 15, se muestra el proceso convencional de generación y tratamiento de los lodos en una PTAR, a lo largo de la línea de lodos, hasta su gestión y destino final.

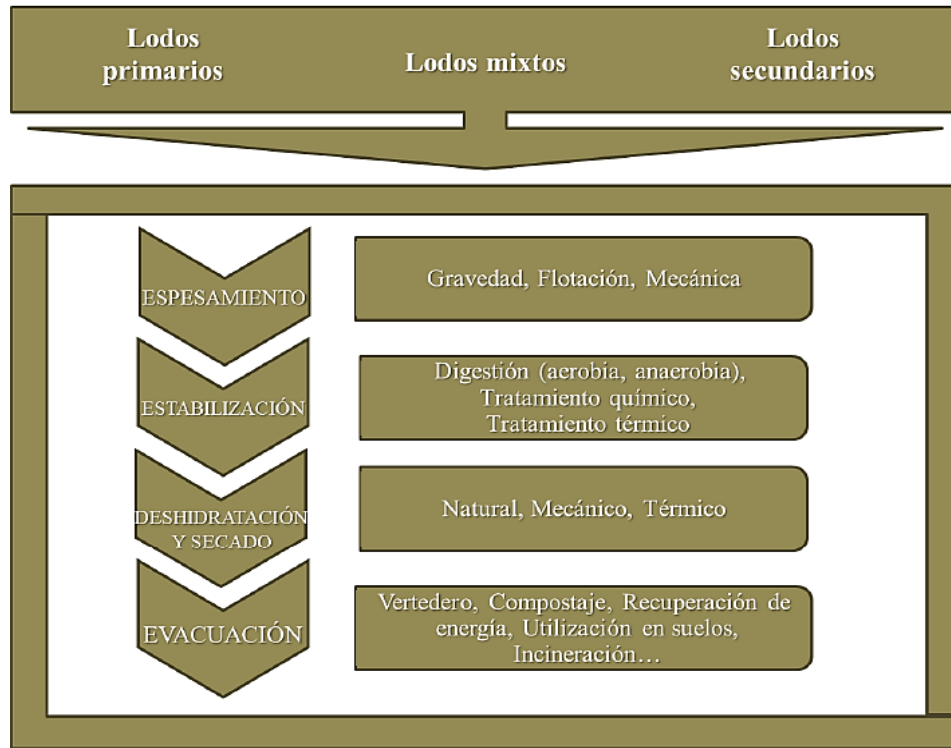


Ilustración 15. Proceso convencional de generación y tratamiento de lodos.

Fuente: (Oropeza, 2006) modificado por el autor.

4.6.1 Espesamiento de lodos

El espesamiento se define como la eliminación de agua de los lodos para lograr una reducción en el contenido de humedad de los mismos. El material resultante sigue siendo un fluido. El espesamiento se utiliza en la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales, como medida económica, para reducir el volumen de lodos o para una mayor eficiencia en los procesos posteriores. Los lodos se espesan principalmente para disminuir los costos de capital y de operación de las etapas subsiguientes de procesamiento de lodos, reduciendo sustancialmente el volumen. Hay que tener en cuenta que, con pequeños incrementos en la concentración de sólidos, se consigue una reducción considerable del volumen, lo que se traduce en economía en los costes de inversión y explotación (Gómez, 2008).

Según Gómez (2008) la localización del espesamiento dentro de la línea de tratamiento de lodos tiene gran importancia y depende de las siguientes variables:

- Características del lodo a tratar, que a su vez depende de las características del agua residual y del tipo de tratamiento del que procede.
- Tipos de tratamientos que va a comprender la línea de lodos.
- Concentración deseada, que será función de las características del lodo y del tipo de espesamiento empleado.

En este punto es cabe resaltar las diferencias entre espesamiento y deshidratación puesto que, aunque ambos procesos tienen como resultado un aumento de la concentración del lodo y una reducción del volumen, el grado de concentración alcanzado por cada uno de estos dos procesos es diferente y es en este parámetro donde se marca la diferencia entre ambos.

Existen diferentes métodos para el espesamiento de los lodos entre los más importantes tenemos espesamiento por gravedad, por flotación y procedimientos mecánicos.

4.6.2 Estabilización de lodos

Los lodos de depuradora en su estado natural (lodos en bruto) son ricos en organismos patógenos, fácilmente putrescibles y desarrollan rápidamente olores desagradables. Los procesos de estabilización se desarrollaron con el objetivo de estabilizar la fracción biodegradable de la materia orgánica presente en los lodos, reduciendo así el riesgo de putrefacción y disminuyendo la concentración de patógenos (Crohn, 1995). Los procesos de estabilización pueden dividirse en (véase la ilustración 16):

- Estabilización biológica: las bacterias específicas favorecen la estabilización de la fracción biodegradable de la materia orgánica.
- Estabilización química: la oxidación química de la materia orgánica logra la estabilización de los lodos.

- Estabilización térmica: el calor estabiliza la fracción volátil de los lodos en recipientes herméticamente cerrados.

La digestión anaeróbica mesofílica es el principal proceso de estabilización de lodos utilizado en todo el mundo. La digestión aeróbica de lodos de depuradora es menos popular que la digestión anaeróbica, y encuentra aplicación para la estabilización del exceso de lodos biológicos en plantas de lodos activados para la eliminación de nutrientes biológicos (Campos, 2001). El compostaje es común en el procesamiento de residuos sólidos urbanos y también es utilizado por un número limitado de pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales. El tratamiento alcalino y el secado térmico son también procesos de estabilización de lodos.

La Tabla 13 muestra los procesos de estabilización y los métodos de disposición final de lodos asociados, incluyendo los usos como acondicionador de suelos o enmienda orgánica para campos y cultivos.

En los diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales que existen y que se enumeran a continuación en la Tabla 19 se puede observar que el grado de estabilización de los lodos depende sobre el proceso de tratamiento de aguas residuales adoptado.

Proceso de tratamiento	Método o uso de disposición final
Digestión aeróbica/anaeróbica	Biosólido apto para uso restringido en agricultura como acondicionador de suelos y fertilizante orgánico. Usualmente seguido de desagüe, requiere tratamiento adicional (desinfección) para usos no restringidos en la agricultura.
Tratamiento químico (estabilización alcalina)	Utilizado en la agricultura o como cobertura diaria de vertederos
Compostaje	Material similar a la tierra vegetal adecuado para viveros, horticultura y paisajismo. Utiliza lodos deshidratados.

Secado (peletización)	térmico	Producto con alto contenido de sólidos, concentración sustancial de nitrógeno y libre de patógenos. Uso sin restricciones en la agricultura.
--------------------------	---------	--

Tabla 13. Tecnologías de estabilización de lodos y métodos de eliminación final.

Fuente: (Morales, 2009)

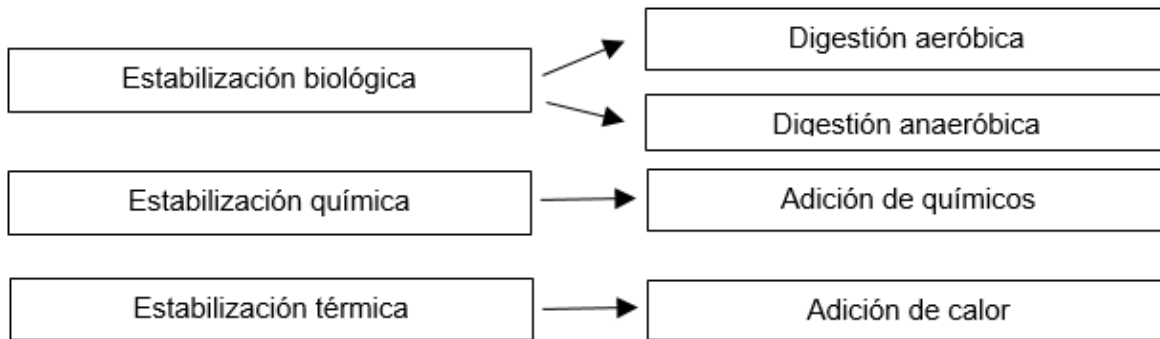


Ilustración 16. Principales procesos de estabilización de lodos.

Fuente: (Morales, 2009)

4.6.2.1 Digestión anaeróbica

La palabra digestión en el tratamiento de aguas residuales se aplica a la estabilización de la materia orgánica mediante la acción de bacterias en contacto con los lodos, en condiciones favorables para su crecimiento y reproducción (Metcalf, 1991). Los procesos de digestión pueden ser anaeróbicos, aeróbicos o incluso una combinación de ambos. La Tabla 15 muestra las principales diferencias entre lodos en bruto y lodos digeridos.

El proceso de digestión anaeróbica, caracterizado por la estabilización de la materia orgánica en un ambiente libre de oxígeno, es conocido por los ingenieros sanitarios desde finales del siglo XIX. Debido a su robustez y eficiencia, se aplica tanto en sistemas pequeños como en fosas sépticas simples (que actúan como solución individual para una casa) como en plantas totalmente automatizadas que dan servicio a grandes áreas metropolitanas (Campos, 2001). El proceso de digestión anaeróbica experimentó notables progresos entre la Primera y la Segunda Guerra Mundial. Varios conceptos relacionados con el proceso fueron mejorados en esa época, especialmente en Alemania, Inglaterra y los Estados Unidos, y todavía se utilizan hoy en día en el diseño de digestores.

System	Characteristics of the sludge		
	Primary sludge	Secondary sludge	Chemical sludge
Primary treatment (conventional)	raw		
Primary treatment (septic tanks)	stabilised		
Primary treatment with coagulation (chemically enhanced)	raw		
Facultative pond		stabilised	
Anaerobic pond + facultative pond		stabilised	
Facultative aerated lagoon		stabilised	
Complete-mix aerated lagoon + sedimentation pond		stabilised	
Facultative pond + maturation pond		stabilised	
Facultative pond + high-rate pond		stabilised	
Facultative pond + physical-chemical algae removal		non-stabilised	
Slow rate infiltration		(a)	
Rapid infiltration		(a)	
Overland flow		(a)	
Wetland		(a)	
Septic tank + anaerobic filter	stabilised	stabilised	
Septic tank + infiltration	stabilised	(a)	
UASB reactor		stabilised	
UASB + activated sludge		stabilised (b)	
UASB + submerged aerated biofilter		stabilised (b)	
UASB + anaerobic filter		stabilised	
UASB + high-rate trickling filter		stabilised (b)	
UASB + flotation		stabilised	stabilised
UASB + polishing ponds		stabilised	
UASB + overland flow		stabilised (a)	
Conventional activated sludge	raw	non-stabilised	
Extended aeration		stabilised	
Sequencing batch reactor (extended aeration)		stabilised	
Conventional activated sludge with biological N/P removal	raw	non-stabilised	
Activated sludge with chemical and biological N/P removal		non-stabilised	non-stabilised
Low-rate trickling filter	non-stabilised	non-stabilised	
High-rate trickling filter	non-stabilised	non-stabilised	
Submerged aerated biofilter		non-stabilised	
Rotating biological contactor	non-stabilised	non-stabilised	

Tabla 14. Procesos de tratamiento de aguas residuales y el grado correspondiente de estabilización de lodos.

Fuente: (Campos, 2001)

(a): En los sistemas de tratamiento de aguas residuales de eliminación de tierras, la eliminación periódica de la biomasa de la planta formada es imprescindible.

(b): Supone el retorno del exceso de lodo aeróbico al reactor anaeróbico, para su posterior espesamiento y digestión, junto con el lodo anaeróbico.

Lodos en bruto	Lodos digeridos
Materia orgánica inestable	Materia orgánica estabilizada
Alta fracción biodegradable en materia orgánica	Baja fracción de materia orgánica biodegradable
Alto potencial de generación de olores	Bajo potencial de generación de olores
Alta concentración de patógenos	Concentración de patógenos inferior a la de lodo crudo

Tabla 15. Comparación entre lodos crudos y lodos digeridos anaeróbicamente.

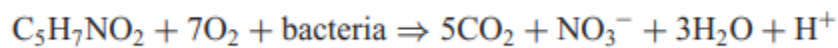
Fuente: (Campos, 2001)

La digestión anaeróbica es un proceso bioquímico de varias etapas, capaz de estabilizar diferentes tipos de materia orgánica. El proceso se desarrolla en tres etapas (Metcalf, 1991):

- Las enzimas descomponen compuestos orgánicos complejos, como celulosa, proteínas y lípidos, en compuestos solubles, como ácidos grasos, alcohol, dióxido de carbono y amoníaco.
- Los microorganismos convierten los productos de la primera etapa en ácido acético y propiónico, hidrógeno, dióxido de carbono, además de otros ácidos orgánicos de bajo peso molecular.
- Dos grupos de organismos formadores de metano toman acción: un grupo produce metano a partir de dióxido de carbono e hidrógeno, mientras que un segundo grupo convierte los acetatos en metano y bicarbonatos.

4.6.2.2 Digestión aeróbica

El proceso de digestión aeróbica tiene una gran similitud con el proceso de lodos activados. Con el suministro de sustrato interrumpido, los microorganismos se ven obligados a consumir sus propias reservas de energía para permanecer vivos. Se trata de la llamada fase endógena, en la que, en ausencia de suministro de alimentos, la masa celular biodegradable (75%-80%) se oxida aeróbicamente a dióxido de carbono, amoníaco y agua. Durante la reacción, el amoníaco se oxida a nitrato, según la siguiente ecuación general:



La digestión aeróbica se utiliza en plantas de lodos activados que funcionan en el modo de aireación prolongada, así como en plantas con eliminación biológica de nutrientes (BNR). La digestión de lodos en procesos de aireación prolongada tiene lugar en el tanque de aireación, simultáneamente con la oxidación del proceso de materia orgánica afluyente, ya que la relación alimento/microorganismo (F/M) es baja y el exceso de lodos activados desperdiciados en los procesos BNR no se volverá anaeróbico, de lo contrario, el exceso de fósforo acumulado dentro de la masa celular durante el proceso de tratamiento se liberará como ortofosfato soluble. En tales circunstancias, el proceso de digestión recomendado es la digestión aeróbica, que se realiza por separado, en digestores aeróbicos.

Actualmente se utilizan tres tipos de procesos de digestión aeróbica en la estabilización de lodos:

- Digestión aeróbica convencional (mesofílica);
- Digestión aeróbica con oxígeno puro.
- Digestión aeróbica termófila.

A diferencia del digestor anaeróbico, el ambiente de lodos aeróbicos es oxidante (potencial redox positivo). Es aconsejable controlar el potencial redox durante todo el proceso de reacción con el fin de asegurar las condiciones de oxidación dentro del tanque del digestor. Esto puede lograrse mediante un potenciómetro continuo.

El rendimiento de los digestores de lodos aeróbicos depende de la concentración de lodos y del volumen de oxígeno suministrado. Las concentraciones de sólidos superiores al 3% en los digestores convencionales ponen en peligro la eficacia de la transferencia de oxígeno del sistema, dificultando la asimilación del oxígeno por los microorganismos y fomentando la creación de un entorno reductor en el núcleo del floculo bacteriano. Si esto ocurre, prevalece la digestión anaeróbica y se liberan malos olores. En digestores de oxígeno puro, la concentración de sólidos puede llegar a ser tan alta como el 5%.

4.6.3 Deshidratación de lodos

El fin del proceso de deshidratación al igual que el proceso de espesamiento es reducir el contenido de humedad y consecuentemente la reducción del volumen con el propósito de convertirlo en una masa fácilmente manejable y transportable. El objetivo principal de este proceso es elevar el contenido de materia seca del lodo de un 3-4 % al 20-40% (Oropeza, 2006).

Según Oropeza (2006) las principales razones de la deshidratación de los lodos son:

- Reducción de los costos de transporte hasta el lugar de disposición final.
- Mejora de las condiciones de manipulación de los lodos, ya que los lodos deshidratados son más fáciles de transportar.
- Aumento de la capacidad de calentamiento de los lodos mediante la reducción del agua antes de la incineración.
- Reducción del volumen destinado a la eliminación en vertederos o a la aplicación en tierra.
- Reducción de la producción de lixiviados cuando se practica la eliminación en vertederos.

Existen distintos procedimientos para llevar a cabo la deshidratación de los lodos los más comunes son las eras de secado que se utilizan principalmente en PTAR de poblaciones pequeñas, también se encuentran los procedimientos mecánicos como filtros de prensa, filtros de banda y centrifugación.

4.7 SITUACIÓN ACTUAL DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES Y LODOS DE DEPURADORA EN COLOMBIA

En el siguiente esquema (ilustración 17), se puede apreciar en forma resumida la situación actual de disposición y tratamiento de las aguas residuales y de los lodos provenientes de las PTAR, en donde, se muestra los diferentes procedimientos que se le hacen a los lodos hasta su disposición final, y de no ser tratados pueden amenazar el medio ambiente y la salud pública.

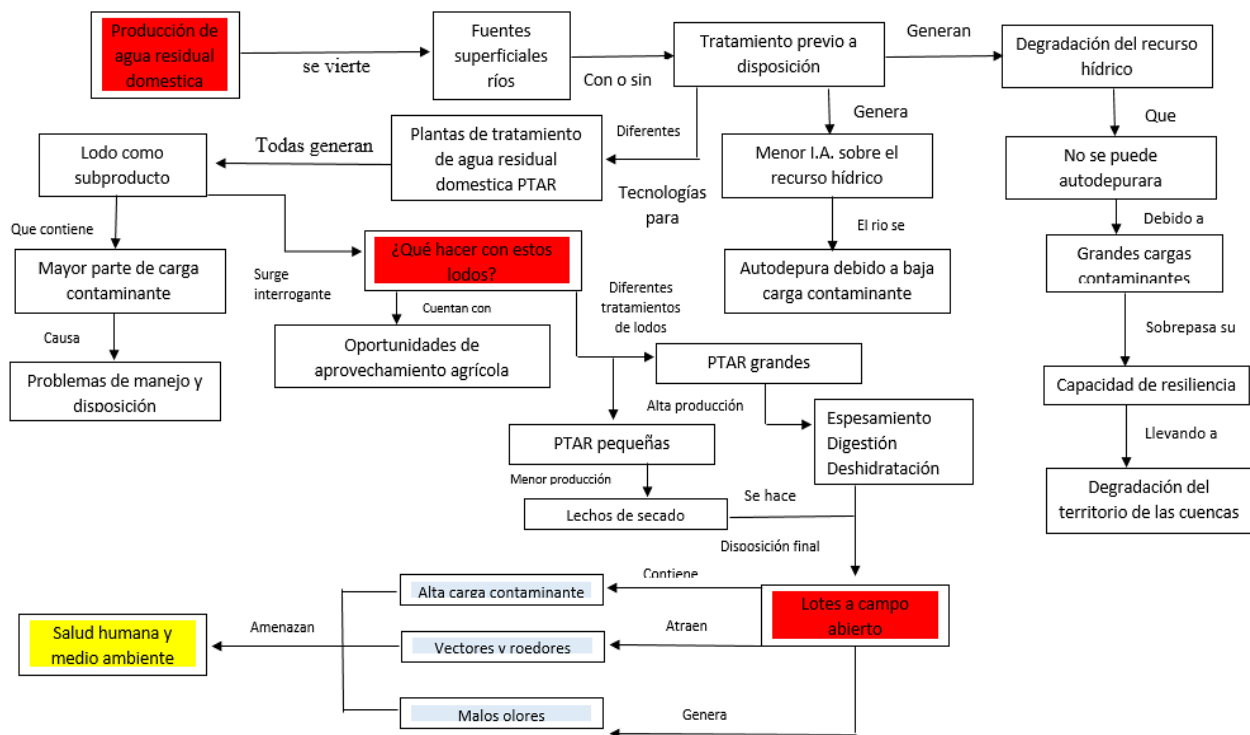


Ilustración 17. Situación actual del tratamiento de las AR y los lodos de las PTARs.

Fuente: el autor.

5. OXIDACION EN AGUA SUPERCRITICA

La oxidación en agua supercrítica (OASC) es una tecnología prometedora para tratar una amplia variedad de aguas residuales industriales. La principal ventaja del OASC sobre otros métodos de tratamiento, como los vertederos, es que se trata de un método de destrucción. Los métodos de destrucción basados en la oxidación de la materia orgánica incluyen el tratamiento biológico, la incineración, el AOP, la oxidación por aire húmedo y la oxidación de la materia orgánica, oxidación en agua supercrítica. La elección del método a utilizar depende del contenido orgánico de las aguas residuales. Para contenidos orgánicos de hasta el 1%, los tratamientos biológicos y AOP son adecuados. Por otra parte, la incineración es adecuada para aguas residuales altamente concentradas, pero en el rango de 1% a 20% de materia orgánica, el OASC es una mejor opción, debido a los gases tóxicos y el alto costo de la incineración.

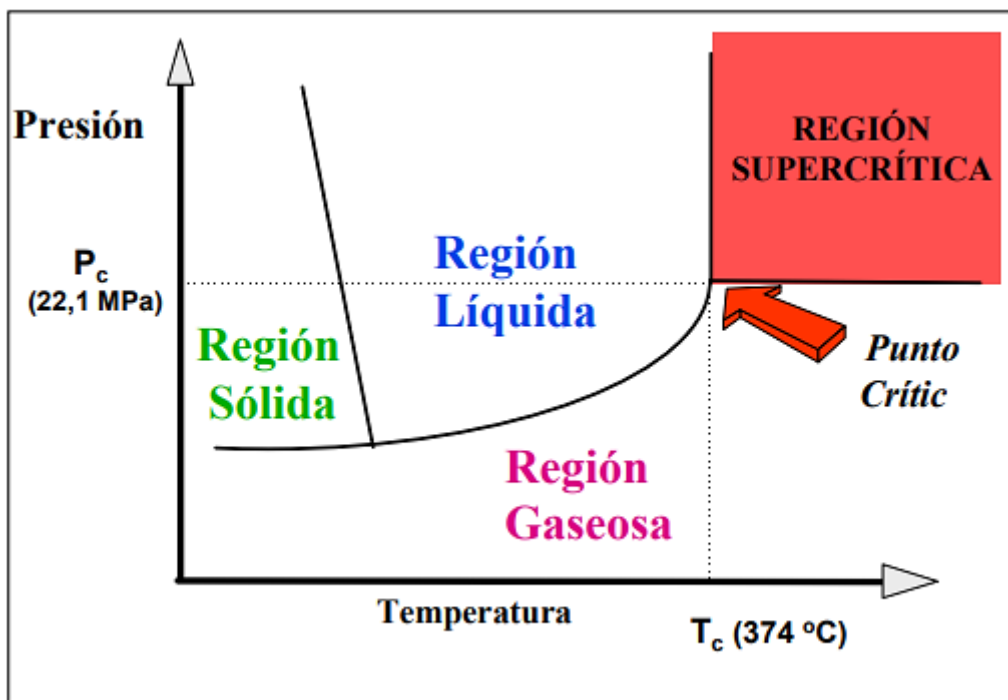


Ilustración 18. Diagrama de fase (P, T) para el agua.

Fuente: (Vadillo, 2012)

En la ilustración 18, se muestra un diagrama de fases. A lo largo de la curva de vaporización, a medida que aumenta la presión y la temperatura para las fase líquida y de vapor en equilibrio, las interacciones intermoleculares disminuyen en el líquido debido a la expansión térmica. Por el contrario, el efecto de la compresión prevalece contra la expansión térmica del vapor, lo que resulta en un aumento de las interacciones. Así, las propiedades del líquido y del vapor se aproximan, hasta que, en el punto crítico, ambos se igualan. En ese momento, sólo hay una fase (fase supercrítica) con propiedades intermedias entre las de los líquidos y las de los gases (Vadillo et al., 2012).

5.1 PROPIEDADES

Las propiedades del agua a presión y temperatura ambiente fueron ampliamente estudiadas y su comportamiento es bien conocido. Sin embargo, estas propiedades sufren cambios importantes cerca del punto crítico y no están bien caracterizadas. Debido a estos cambios, el estudio del agua supercrítica como medio de reacción es muy deseable. Las principales propiedades del OAS se describen a continuación.

5.1.1 Densidad

La densidad es una función extremadamente dependiente de la presión cerca del punto crítico, ya que el fluido es altamente compresible. Así, la compresibilidad tiende a ser infinita en el punto crítico. Por esta razón, las propiedades que dependen de la densidad, como el parámetro de solubilidad, el dieléctrico, cambio constante y parcial del volumen molar, de los solutos debido a pequeños cambios en la presión y la temperatura. La Ilustración 19, muestra un diagrama de temperatura y densidad del agua a 250 bar de presión.

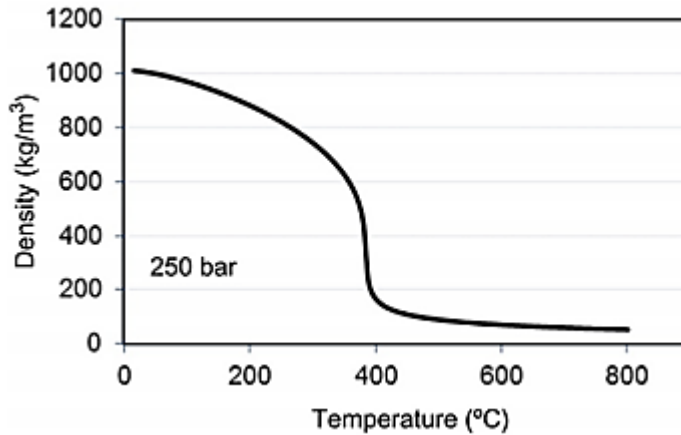


Ilustración 19. Diagrama de temperatura y densidad.

Fuente: (Weingartner y Franck, 2005).

Como se puede ver en la ilustración 19, la densidad del agua puede ser controlada desde los valores de líquido a gas simplemente cambiando la temperatura del sistema. En el punto crítico, la densidad se conoce como densidad crítica y el valor es de 325 kg/m³. Por encima del punto crítico, el valor de la densidad del agua es de alrededor de 100 kg/m³ (Weingartner y Franck, 2005).

5.1.2 Constante dieléctrica

El valor de la constante dieléctrica para el agua a 25 °C y 1 atm es 80 porque las moléculas están unidas, por enlaces de hidrógeno. Sin embargo, su valor disminuye a 6 en el punto crítico (Weingartner y Franck, 2005) y 12 a 450 °C. Por esta razón, el comportamiento del agua es similar al del disolvente no polar en estas condiciones. Por lo tanto, el bajo valor de la constante dieléctrica produce precipitación de sales. Por ejemplo, la solubilidad de NaCl es inferior a 100 ppm y 10 ppm para CaCl₂ (Tester et al., 1993).

En estas condiciones, predominan las fuerzas dipolares y, por lo tanto, el agua supercrítica es un disolvente de éxito para los compuestos orgánicos y es completamente miscible con muchos gases como el oxígeno. Por esta razón, el medio de reacción es homogéneo y está compuesto de compuestos orgánicos, agua supercrítica y oxígeno. Por lo tanto, no hay limitaciones en la transferencia de masa y las reacciones de oxidación tienen lugar a una

alta velocidad. La ilustración 20 muestra un gráfico de la constante dieléctrica y del producto iónico de agua frente a la temperatura a 250 bar.

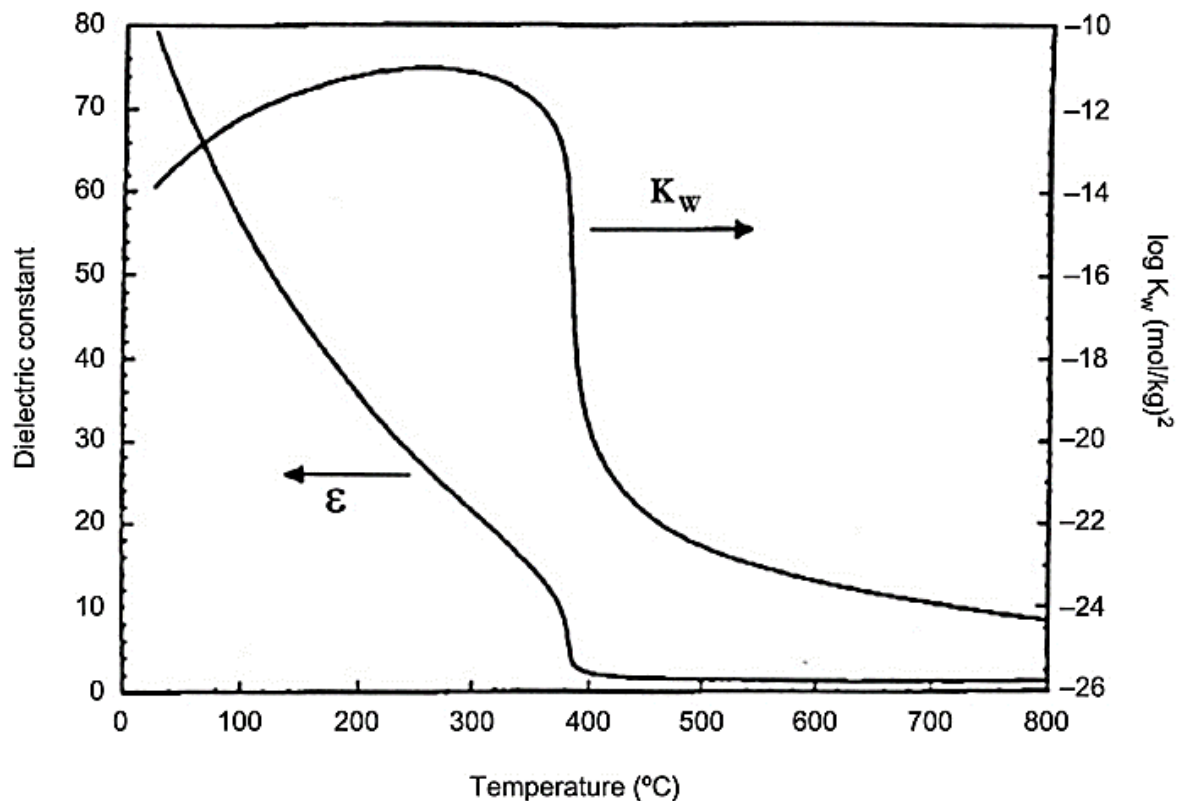


Ilustración 20. Constante dieléctrica (ϵ) y producto iónico del agua (K_w) en función de la temperatura a 250 bar.

Fuente: (Adaptado de Tester, J.W., Holgate, H.R.)

5.1.3 Producto iónico

El producto iónico para agua (K_w) es hasta tres órdenes de magnitud más alto en la región líquida cerca del punto crítico que a temperatura ambiente. Por esta razón, existe una alta concentración de iones H^+ y OH^- que favorece las reacciones orgánicas catalizadas por ácidos y bases. Sin embargo, una vez alcanzado el punto crítico, el K_w disminuye drásticamente, por lo que el agua

es un medio adecuado para las reacciones de los radicales libres. Así, la oxidación en agua supercrítica tiene lugar por un mecanismo de radicales libres (Li et al., 1991).

5.1.4 Viscosidad

La viscosidad del agua supercrítica es un orden de magnitud menor que la del agua líquida. De esta manera, los coeficientes de difusión y la movilidad de iones son un orden de magnitud mayor. En condiciones supercríticas, la viscosidad del agua es baja, por lo que las moléculas de los solutos se difunden fácilmente a través del agua supercrítica y, por lo tanto, es un medio de reacción, donde las reacciones tienen lugar en alta velocidad (ilustración 21).

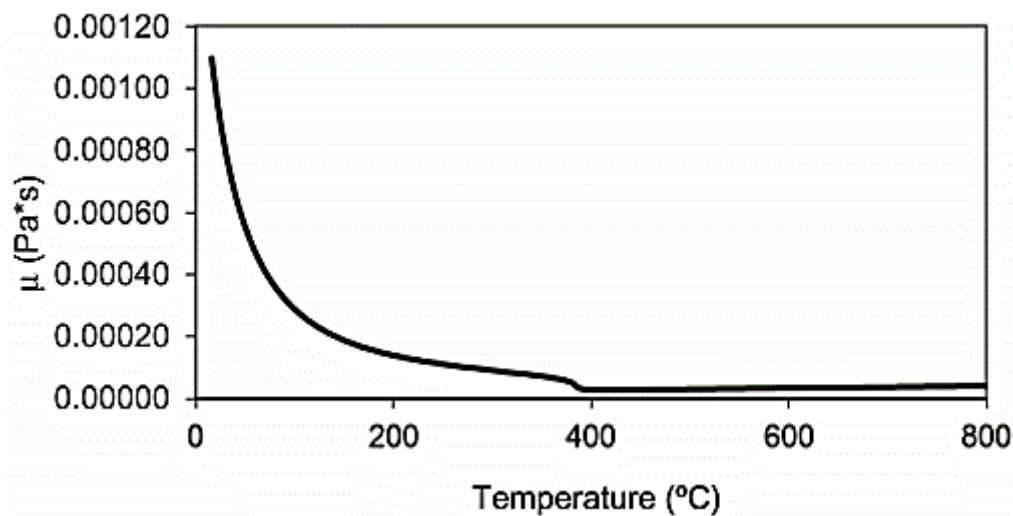


Ilustración 21. Viscosidad (μ) en función de la temperatura a 250 bar.

Fuente: (Weingartner y Franck, 2005).

5.1.5 Capacidad calorífica

Su valor es cambiante de acuerdo con la temperatura y la presión. A 250 bar de presión, el valor de la capacidad calorífica tiende a ser infinito alrededor de la temperatura crítica. Se debe a que el agua sufre una fuerte expansión térmica que exige una gran cantidad de energía alrededor del punto crítico (Shaw et al., 1991). La ilustración 22 muestra la variación de la capacidad de calentamiento del agua con la temperatura a 250 bar.

El aumento del calor específico (C_p) alrededor del punto crítico dificulta el calentamiento del agua de 350 °C a 380 °C a 250 bar, por lo que el calor necesario es muy alto. Este aspecto es un obstáculo técnico que dificulta la ampliación del proceso de OASC (Vadillo et al., 2013).

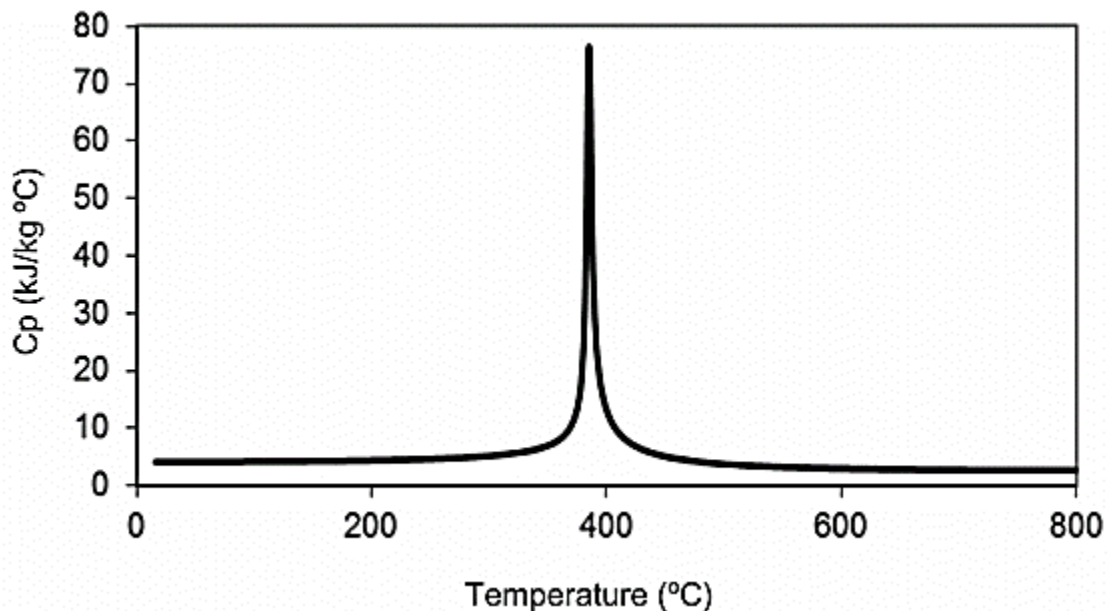


Ilustración 22. Capacidad calorífica (C_p) en función de la temperatura a 250 bar.

Fuente: (Vadillo et al., 2013)

5.1.6 Conductividad térmica

A presión constante, la conductividad térmica del agua aumenta con la temperatura hasta un valor máximo de alrededor de 200 °C. Bajo condiciones supercríticas, la conductividad térmica disminuye debido a la ruptura de los enlaces de hidrógeno. Por esta razón, los coeficientes de transferencia de calor son más altos alrededor del punto crítico y disminuyen por encima de una temperatura de 400 °C (ilustración 23). Las pérdidas son mayores alrededor del punto crítico que en condiciones supercríticas, donde las pérdidas disminuyen como resultado de la disminución de la conductividad térmica.

El OASC es un proceso de oxidación que tiene lugar por encima del punto crítico del agua, es decir, 374 °C y 22,1 MPa. La polaridad del agua es una función de la temperatura y la presión. En condiciones supercríticas, el agua es un solvente no polar y es completamente miscible con orgánicos y gases como el oxígeno (Tester y Cline, 1999). En estas condiciones, existe un medio de reacción homogéneo, en el que no existen limitaciones de transferencia de masa. Además, como la reacción se produce a alta velocidad debido a la alta temperatura utilizada, el tiempo de residencia necesario para alcanzar altos niveles de destrucción (. 99%) es inferior a 1 minuto (Svanstrom et al., 2004). Además, los productos de reacción no son tóxicos. La producción de NO_x, SO_x y dioxinas es insignificante porque la temperatura es demasiado baja para que se produzcan estos compuestos (Kritzer y Dinjus, 2001).

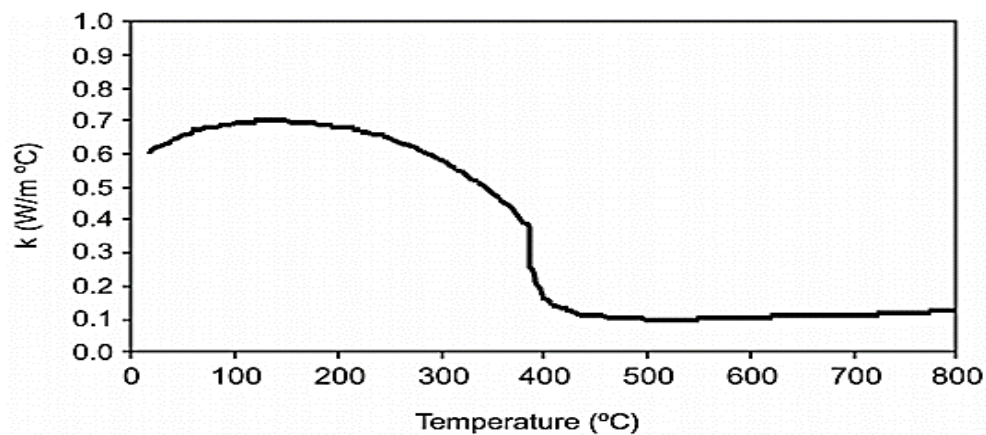


Ilustración 23. Conductividad térmica (k) en función de la temperatura a 250 bar.

Fuente: (Weingartner y Franck, 2005).

5.2 DESARROLLO DEL SCWO

Durante las últimas décadas, numerosos investigadores han centrado sus estudios en la obtención de parámetros cinéticos del OASC de compuestos modelo a escala de laboratorio para el diseño de reactores OASC. Varios autores revisaron estudios de compuestos modelo (Bermejo y Cocero, 2006; Brunner, 2009; Vadillo et al., 2014). La Tabla 16 muestra una actualización de la compilación de los principales compuestos modelo estudiados por diferentes referencias para entender la cinética del OASC, así como para mejorar dicho proceso (basada en Vadillo et al., 2014).

COMPUESTOS PARA MODELOS	TRABAJADOR
Acetonitrilo, Ácido acético, Amoniac, Amonio, Anilina	Merchant (1992), Levec and Smith (1976), Mateos et al. (2005), Imamura et al. (1985), Helling and Tester (1988), Webley and Tester (1991), Oshima (2001), Goto et al. (1999), Segond et al. (2002), Ploeger et al. (2006), Dinero et al. (2000), Ding et al. (2001), Shimoda et al. (2016)
Benceno, bifenilo, PCB, ácido butírico	Chen et al. (2001), Anitescu et al. (2004), Fang et al. (2004), Anitescu and Tavlarides (2005), Fang et al. (2005), O'Brien et al. (2005), Williams et al. (1973), Sa'nchez-Oneto et al. (2006)
Ácido caprílico	Sanchez-Oneto et al. (2004)
Dicloroetano, dietanolamina, dimetilo Metilfosfato, Dodecano, Colorantes	Limousin et al. (1999), Marti'n (1998), Chen et al. (1999), Baillod et al. (1982), Mishra et al. (1995), Veriansyah et al. (2006)
EDTA, etanol, etilenglicol	Helling and Tester (1988), Lee et al. (2004), Rice and Croiset (2001), Xiang et al. (2002), Schanzenba'cher et al. (2002), Hayashi et al. (2007), Kim et al. (2003b)
Ácido fórmico	Foussard et al. (1989), Shende and Levec (1999), Imamura (1988)
Glucosa, ácido glioxálico	Shende and Mahajani (1994), Shishido et al. (2001)
Resinas de intercambio iónico, Isopropanol	Leybros et al. (2010), Abelleira et al. (2013), Queiroz et al. (2013)
Ácido láctico	Bianchetta et al. (1999)
Ácido metilfosfónico, metano, metanol, Metilamina	Tester et al. (1993), Mateos et al. (2005), Webley and Tester (1991), Hayashi et al. (2007), Sullivan (2003), Sullivan and Tester (2004), Rofer and Streit (1988, 1989), Savage et al. (1998), Broell et al. (2002), Webley et al. (1991), Brock et al. (1996), Dagaut et al. (1996), Phenix (1997), Anitescu et al. (1999), Kruse et al. (2000), Jian and Wang (2004), Vogel et al. (2005), Fujii et al. (2011), Benjamin and Savage (2005), Benjamin et al. (2009), Yao et al. (2000)
Nitroalcanos, nitrobenceno	Ding et al. (2001), Anikeev et al. (2004), Zhang and Hua (2003), Svishchev and Plugatyr (2006)
Sodium 3,5,6-trichloropyridin-2-ol, Sulfides	Lachance et al. (1999), Zu et al. (2004)

Tabla 16. Compilación de los principales compuestos estudiados.

Fuente: (Cocero, 2006)

En relación con las vías de reacción, en primer lugar, Li y otros (1991) declararon que las reacciones de los ATSC se producen por mecanismos de radicales libres. Esta cuestión fue reclamada por Chang y Liu (2007), quienes propusieron un mecanismo de degradación para el 2,4,6-trinitrotolueno basado en una vía de radicales libres que identifica los compuestos intermedios involucrados en esta reacción. Posteriormente, Leybros et al. (2010) estudiaron el mecanismo de radicales libres de las resinas de intercambio iónico OASC y recientemente, Gong et al. (2016) estudiaron el mecanismo de reacción de la quinazolina y comprobaron el efecto de las variables del proceso sobre el rendimiento de los productos intermedios. Por otro lado, en el caso de aguas residuales reales, que suelen ser una mezcla de compuestos, el estudio cinético es necesario para diseñar y conseguir un funcionamiento óptimo del proceso OASC. Dado que la identificación de todos los compuestos intermedios implicados y el establecimiento de sus complejos mecanismos de reacción requieren más esfuerzo y una alta inversión, el desarrollo de modelos cinéticos generalizados son de mucha utilidad. De esta manera, varios autores desarrollaron modelos cinéticos generalizados. En primer lugar, Li y otros (1991) propusieron un modelo cinético considerando el ácido acético, el compuesto intermedio más representativo.

Posteriormente, este mecanismo de reacción se modificó para representar las aguas residuales que contienen nitrógeno y compuestos clorados siendo amoniaco el compuesto más representativo (Webley et al., 1991; Li et al., 1993) y cloruro de metilo, los correspondientes compuestos intermedios representativos, respectivamente.

Posteriormente, Portela et al (2001) propusieron un nuevo modelo cinético generalizado basado en la formación de monóxido de carbono como compuesto intermedio refractario para casos en los que la formación de ácido acético no era relevante y, por tanto, la aplicación del modelo propuesto por Li et al (1991) no sería aplicable. Este modelo fue utilizado satisfactoriamente en el caso del aceite de corte utilizado en la industria metalúrgica. Por otro lado, Shende y Mahajani (1994) desarrollaron un modelo cinético de dos pasos y lo utilizaron para ajustar los resultados de la oxidación hidrotermal del ácido glicoxálico con y sin catalizador. Posteriormente este modelo fue utilizado en otros trabajos, Shende y Levec (2000) lo utilizaron para modelar la oxidación hidrotermal de los ácidos maleico y fumárico mientras que Lei et al (2000) modelaron la oxidación

hidrotermal de aguas residuales industriales textiles. Sanchez-Oneto et al. (2007) utilizaron este modelo porque era el más adecuado para representar la oxidación hidrotermal de los aceites de corte con exceso de oxidante.

Un paso más en el desarrollo de la OASC fue el estudio del proceso sobre las aguas residuales reales. En primer lugar, se aplicó satisfactoriamente a una gran cantidad de aguas residuales orgánicas a escala de laboratorio y planta piloto, logrando eficiencias de remoción de hasta el 99,9% con tiempos de residencia en el orden de segundos. En la Tabla 17 se muestra una compilación de las aguas residuales industriales más representativas estudiadas durante las últimas dos décadas. Como se puede apreciar claramente de la tabla, la mayoría de los estudios se realizaron a escala de laboratorio, ya que los estudios a escala de planta piloto e industrial son escasos.

Debido a las duras condiciones operativas del proceso OASC, hay muchas menos instalaciones en la oxidación en agua supercrítica que en la oxidación en aire húmedo. Sin embargo, hasta la fecha se han construido numerosas instalaciones de plantas piloto (Tabla 18).

Por otro lado, la Tabla 19 muestra las instalaciones industriales de OASC comercializadas hasta la fecha, destacando la primera planta comercial de OASC construida por Eco Waste Technologies para la empresa Hunstman Chemical Corporation en Austin (Texas). Ha estado operando desde 1994 y cerró en 1999.

RESIDUOS	TIPO DE REACTOR	MODO DE OPERACION	CAUDAL	VOLUMEN REACTORL	REFERENCIAS
Lodos de depuradora	Tubular	Batch		0.004	Goto et al. (1998)
		Batch		0.572	Qian et al. (2015)
Aguas residuales de la destilería de alcohol	Tubular	Continuo	0.06 L/h	0.013	Goto et al. (1998)
Aguas residuales de los molinos de aceite de oliva	Tubular	Continuo	0.084 kg/h	0.0035	Erkonak et al. (2008)
	Tubular	Continuo	2.8 kg/h	0.08	Rivas et al. (2001) Chkoundali et al.

	Tubular	Continuo	2.8 kg/h	(n/a)	(2008)
Residuos de lignina sulfonada	Tubular	Semi-continuo	0.03 kg/h	0.016	Drews et al. (2000)
Fabricante de automóviles pintando efluentes	Tubular	Continuo	20 kg/h	0.75	Abeln et al. (2007)
Lodos de depuradora e industriales	Tubular	Batch		0.020	Shanableh (2005)
Aguas residuales de la fabricación de LCD (pantallas de cristal líquido)	Tubular	Continuo	0.63 kg/h	0.020	Veriansyah et al. (2005)
Aguas residuales de la fabricación de acrilonitrilo	Tubular	Continuo	1.15 L/h	1/8 i.d.	Shin et al. (2009)
Lodos aceitosos	Tanque de agitación	batch		0.650	Cui et al. (2009)
Reducción de los residuos de aceite	Tubular	Continuo	2 L/h	0.08	Sánchez-Oneto et al. (2007)
Aceite mineral para transformadores contaminado con PCB	Tubular	Continuo	0.138 L/h	0.057	Marulanda and Bolanos (2010)
	Tubular	Continuo	30 kg/h	(n/a)	Kim et al. (2010)
Resinas de intercambio iónico	Doble carcasa	Continuo	0.5 kg/h	0.44	Leybros et al. (2010)
Resistencia de las aguas residuales de coquización	Tubular	Continuo	1.2 L/h	0.075	Du et al. (2013)
Aguas residuales industriales inflamables	Tubular	Continuo	10 L/h	1.2 3	Vadillo et al. (2011)
Carbón	Tubular	Continuo	2 L/h	0.202	Wang et al. (2011)
Lixiviados de vertedero	Pared transpirante	Continuo	2 L/h	0.032	Weijin and Xuejun (2010)
P-nitrofenol en aguas residuales	Tubular	Continuo	50 g/min	12.8 mm i.d.	Dong et al. (2015)
Aguas residuales de plaguicidas	Tubular	Batch		0.250	Xu et al. (2015)
		Continuo	1 L/h	0.808	Xu et al. (2015)

Tabla 17. Aguas industriales más estudiadas en las últimas décadas.

Fuente: (Vadillo, 2013)

Proceso	Tipo de reactor	Tipo de oxidante	Tipo de residuo tratado	Estado de desarrollo
Komatsu & Kurita Group (Général Atomic)	Tanque Doble carcasa	Aire	Tratamiento de agua	400 kg/h 1000 h de pruebas Japón
Organo Corporation (General Atomic) (Rossignol, 2001; Cansell y Farhi, 2002)	Tanque Doble carcasa	Aire	PCB, dioxinas, lodos y residuos radioactivos	100 kg/día 2Tn/día 1995, Tokyo (Japón)
EBARA (Cansell y Farhi, 2002)	Tanque con generación de llama	Oxígeno	Residuo de humos de incineración de basura doméstica	60 kg/h En servicio antes del 2002, Tsukuba (Japón)
US Navy (General Atomics) (Beslin y Cansell, 1997)	Tanque Doble carcasa	Aire	Propergol	250 kg/h 1997, UTAH (USA)
US Navy (General Atomics) (Beslin y Cansell, 1997)	Tanque Doble carcasa	Aire	Residuos peligrosos Residuos portaviones	250 kg/h 1998, Planta móvil
US Navy (Foster Wheeler) (Crooker y col., 2000)	Tubular con pared porosa	Aire	Residuos peligrosos	250 kg/h 1999, Planta móvil Actualmente no está en operación
US Department of Defense	Tanque encamisado en titanio	(sin especificar)	Residuos radioactivos	0,4 kg/h 1997, Los Alamos (USA)
Aquacritox (SuperCritical Fluids International)	Tubular Inconel 625	Oxígeno	Efluentes industriales	250 kg/h 1999, Karlskoga (Suecia) 2008, Cork (Irlanda)
PIOS HOO (Cansell, 2002)	Combinación Tubular y Tanque	Oxígeno	Residuos peligrosos	100 kg/h 2004, SME-St Médard en Jalles (Francia)
Universidad de Valladolid	Pared transpirable	Aire	Compuestos modelo	40 kg/h
Universidad de Valladolid	Pared transpirable y pared enfriada	Oxígeno	Compuestos modelo	200 kg/h
Universidad de Cádiz	Tubular Acero 316L	Aire	Residuos industriales	25 kg/h
OSCAR (BEFESA- EMASESA)	Tubular Inconel 625	Oxígeno	Aguas Residuales	100 kg/h 2009, Sevilla

Tabla 18. Instalaciones de plantas piloto.

Fuente: (Vadillo, 2013)

Proceso (empresa)	Tipo de reactor	Condiciones de operación	Tipo de oxidante	Tipo de residuo tratado	Estado de desarrollo
Aquacritox (SuperCritical Fluids International) (Svensson, 1995)	Tubular	T=520°C P=27 MPa $\tau \approx 1$ min	Oxígeno	Industria química	1 m ³ .h ⁻¹ 1994 Hunstman (Texas)
AquaCat (SuperCritical Fluids International/ Johnson Matthey)	Tubular	450 ≤ T ≤ 500°C P=27 MPa	Oxígeno	Recuperación de catalizadores (metales preciosos)	2002 Brimsdown (UK)
HydroSolids (Hydroprocessing) (Lendormi y col., 2001; Griffith y Raymond, 2002)	Tubular	(sin especificar)	Oxígeno	Lodos urbanos e industriales	5,7 m ³ .h ⁻¹ 2000 (Texas)
Aqua Reci™ (SuperCritical Fluids International/Feralco)	Tubular	400 ≤ T ≤ 600°C P=25 MPa $\tau \approx 1$ min	Oxígeno	Aguas usadas	(sin especificar)
Aquacritox www.scfi.eu/aquacritox.html	Tubular	400 ≤ T ≤ 600°C P=25 MPa $\tau \approx 1$ min	Oxígeno	Lodos urbanos	1,1 m ³ .h ⁻¹ 2000
OSTAU (HOO) (Bottreau y Monboisse, 2003)	Tubular	250 ≤ T ≤ 550°C P=25 MPa $\tau \approx 4$ min	Oxígeno	Residuos peligrosos	100 kg.h ⁻¹ 11/2003 Acetex-Lacq (Francia)

Tabla 19. Instalaciones de OASC comercializadas hasta la fecha.

Fuente: (Vadillo, 2013)

5.3 FUNDAMENTOS Y CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO OASC

Gracias a la solubilidad que presentan los compuestos orgánicos y el oxígeno en el agua supercrítica, es posible obtener una única fase homogénea de reacción en la que los contaminantes orgánicos y el agente oxidante están en íntimo contacto, por lo que el proceso de oxidación tiene lugar sin limitaciones interfaciales de transferencia de materia, lo que aumenta considerablemente la velocidad efectiva de reacción y permite prescindir de medios mecánicos de agitación, simplificando mucho el diseño del reactor. Por otro lado, debido a la temperatura y densidad molecular del medio, las reacciones de oxidación convencionales tienen lugar de forma rápida y completa.

En principio, cualquier compuesto orgánico puede ser completamente oxidado con este sistema hasta compuestos relativamente inocuos, dando como productos mayoritarios dióxido de carbono y agua. Los compuestos que contengan nitrógeno, independientemente de su estado de oxidación, son oxidados a N_2 y N_2O , pues, como predicen los cálculos termodinámicos, no se producen otros óxidos de nitrógeno (NO_x) debido a las relativamente bajas temperaturas de reacción. De hecho, las emisiones de NO_x son generalmente del orden de 1 ppb. Los heteroátomos de compuestos orgánicos se convierten en compuestos inorgánicos, generalmente ácidos, sales u óxidos. El azufre se convierte en sulfato, el fósforo en fosfato y los halógenos originan los correspondientes haloácidos. Excepto ácidos como H_2SO_4 y HCl , los compuestos inorgánicos son insolubles en las condiciones de operación de la OASC. Los ácidos pueden ser neutralizados in situ para formar sales que posteriormente precipitarán, ya que cualquier sal inorgánica u óxido que esté inicialmente presente en el residuo a tratar o que se forme por reacción química, precipitará en las condiciones de reacción.

El proceso se ha aplicado con éxito a gran cantidad de residuos acuosos orgánicos, en escala piloto y experimental, alcanzando eficacias de destrucción de hasta 99,999 %, con tiempos de residencia del orden de segundos a minutos. En la tabla 20, se presenta una recopilación de los residuos industriales más representativos que han sido estudiados desde que comenzara a estudiarse el proceso OASC.

Residuo	Rango de temperatura (°C)	Autores
Industrias papeleras	550-650	Modell y col.
Industria electrónica	500-650	Steeper y Rice.
Radioactivos	500-650	Steeper y Rice.
Residuos DNT	250-500	Li y col.
PCBs	600-625	Staszak y col.
Partículas sólidas	540	Pisharody y col.
Compuestos aromáticos	400-500	Houser y col.
Lodos urbanos	200-600	Goto y col. Motonobu y col.
Destilerías de alcohol	200-600	Goto y col.
Industria olivarera	400-650	Erkonak y col.
Colorantes textiles	340-480	Martín. Alonso y col.
Lignina sulfonada	305-505	Drews y col.
Taladrinas	400-500	Portela y col. Sánchez-Oneto y col.
Industria textil	423-573	Chen y col.
Lodos urbanos e industriales (biosólidos)	300-450	Shanableh.
Industria manufactura LCD (liquid cristal display)	396-615	Veriansyah y col.
Industria manufactura acrilonitrilo	299-552	Shin y col.
Residuo de refinerías	390-450	Cui y col.

Tabla 20. Resumen de algunos residuos industriales eliminados mediante el proceso OASC.

Fuente: Xu (2012).

5.3.1 Diagrama de flujo general del proceso

En la ilustración 24, se representa un esquema básico con las etapas del proceso y componentes fundamentales en un sistema de depuración OASC, como se propuso en el proceso MODAR

(Modell, 1989). Como es evidente, algunos elementos pueden variar de un sistema a otro dependiendo de las características concretas del residuo a tratar y los objetivos específicos de cada tratamiento. No obstante, el proceso OASC característico puede dividirse en siete etapas principales (Tester y col., 1993):

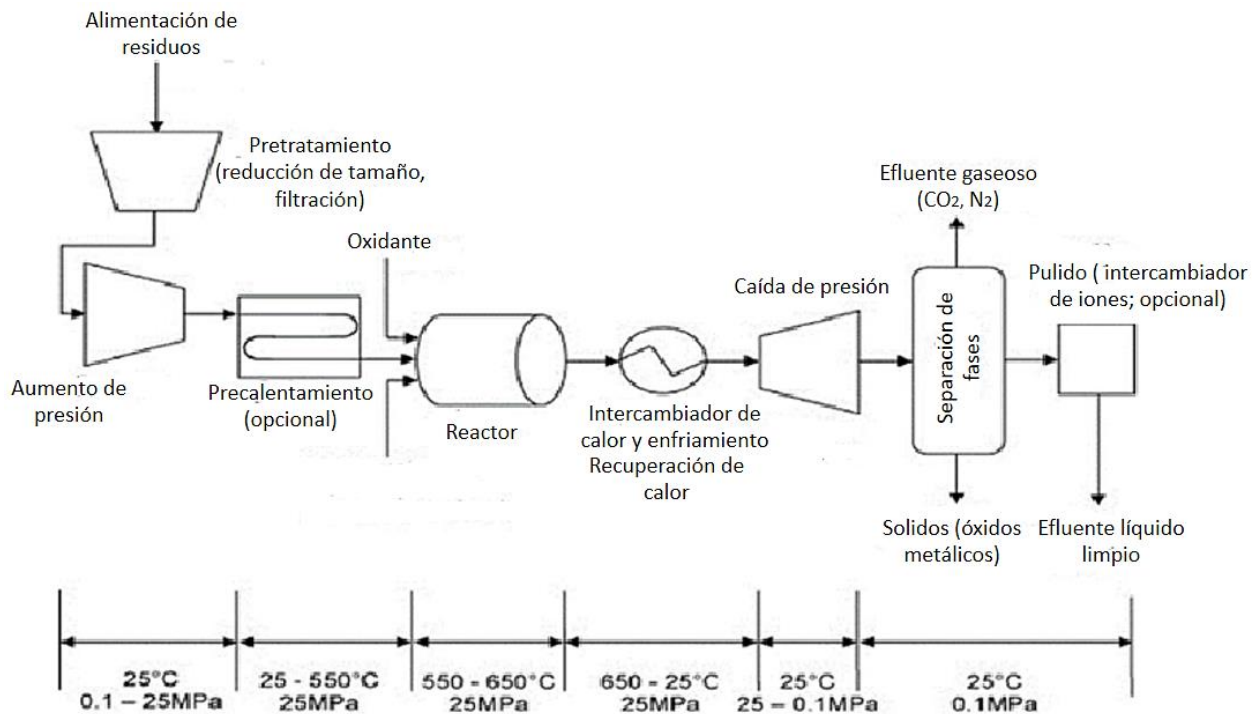


Ilustración 24. Proceso general de OASC.

Fuente: (Tester y col., 1993)

5.3.2 Acondicionamiento de la alimentación y presurización

La corriente acuosa de alimentación, que contiene compuestos orgánicos y/o inorgánicos, ha de bombearse hasta la presión de operación (aproximadamente 240 bar) antes de entrar en el reactor. Por otro lado, para conseguir la mezcla de reacción adecuada, se bombea el oxidante elegido hasta dicha presión y se introduce en el reactor.

Si la alimentación no alcanza el contenido entálpico necesario para que la reacción se automantenga sin aporte de calor, o en el caso de la puesta en marcha del sistema, es posible

alcanzar el valor de entalpía adecuado mediante una mezcla con otra corriente más concentrada o con la adición de un combustible auxiliar (gas natural o fuel) antes de entrar en el reactor. En el caso opuesto es posible diluir la alimentación con agua o con una corriente de agua residual de baja concentración. Cuando el residuo orgánico a tratar contiene heteroátomos como Cl, F, P o S, en la oxidación se forman ácidos minerales, por lo que es aconsejable introducir en el proceso una corriente alcalina que neutralice los ácidos que se formen, precipitándolos en forma de sales.

5.3.3 Pre calentamiento

Las corrientes de alimentación y oxidante se hacen pasar por sendos intercambiadores de calor por los que fluye el efluente de salida a alta temperatura. Esto facilita la iniciación de la reacción de oxidación y favorece el balance energético óptimo del sistema. Existen otras posibilidades de diseño para llevar a cabo esta etapa (Thomason y col., 1990).

5.3.4 Reacción

La mezcla de las corrientes de oxidante y residuo orgánico a elevada temperatura en el reactor origina una rápida reacción exotérmica que aumenta aún más la temperatura de la mezcla, acelerando el proceso de oxidación que se completa en tiempos de residencia muy reducidos. En otros diseños es posible añadir una segunda etapa de reacción mediante otro reactor en el que se alcancen los requerimientos de destrucción para materiales altamente tóxicos, o para asegurar la oxidación completa del CO y NH₃ (Thomason y col., 1990).

5.3.5 Formación de sales y separación

El sistema debe estar diseñado para separar las sales, presentes inicialmente en la alimentación o formadas durante la reacción, puesto que precipitan debido a su insolubilidad en agua supercrítica. Debido a su densidad, las sales caerán al fondo del reactor donde pueden ser disueltas y eliminadas en forma de salmuera concentrada o eliminadas periódicamente en forma sólida.

En otros diseños (Modell y col., 1991) se hace pasar la mezcla de reacción a través de un reactor tubular horizontal a velocidad suficiente para evitar la deposición de las sales del medio de reacción. A la salida de dicho reactor, se enfría el efluente hasta una temperatura que permite la separación de las fases gas y líquido, esta última conteniendo las partículas sólidas disueltas.

5.3.6 Enfriamiento

El efluente de salida presenta un exceso de energía térmica por lo que, además de precalentar la línea de alimentación, puede ser objeto de un aprovechamiento energético.

5.3.7 Despresurización

Una vez enfriado el efluente, se separa en una fase líquida y otra gaseosa. Esta separación debe llevarse a cabo en varias etapas para minimizar el desgaste de las válvulas y optimizar el proceso de separación.

5.3.8 Purificación del agua de salida

Debido a la naturaleza corrosiva del medio de reacción y al hecho de que los metales pesados están presentes en muchos residuos, pueden aparecer en el efluente trazas metálicas de Cr, Ni, Zn, Hg, etc. (Swallow y col., 1990). Por consiguiente, puede ser necesaria una etapa de purificación, por intercambio iónico o adsorción selectiva, particularmente cuando se utiliza el agua en un proceso de fabricación o se pretende obtener agua potable.

Existe también la posibilidad de llevar a cabo el proceso OASC mediante el sistema VERTECH, que ya fue referido en la sección anterior. Para esto es necesario que el pozo de reacción sea lo suficientemente profundo (aproximadamente 3000 m.) para que la carga hidrostática proporcione la presión necesaria (Kodra y Balakotaiah, 1992).

5.4 PROBLEMAS DETECTADOS

El desarrollo comercial de la OASC se ha visto obstaculizado por algunos inconvenientes técnicos, altas inversiones y altos costos operativos.

La corrosión y la precipitación salina son los principales problemas técnicos del OASC. Ambos son causados por la combinación de una alta temperatura y un ambiente químico severo inherente a esta aplicación (Marrone y Hong, 2009).

La corrosión depende de varios factores, como la disociación de ácidos, sales y bases, solubilidad de los gases, solubilidad de los productos de corrosión y estabilidad de la protección. capa de óxido. Sin embargo, es difícil encontrar un material que pueda soportar todas las condiciones para que pueda es necesario elegir el material en función de las condiciones de operación (Brunner, 2009).

Dado que los problemas de corrosión han limitado el desarrollo del OASC, se han hecho diferentes esfuerzos para resolverlo. Por esta razón, durante la última década, varios investigadores han centrado sus esfuerzos en trabajo sobre el estudio detallado de este fenómeno (Kritzer y Dinjus, 2001; Brunner, 2009; Bermejo y otros, 2006a, 2006b). La corrosión puede controlarse de varias maneras (Marrone y Hong, 2009), incluyendo una estrategia de enfriamiento para evitar las condiciones de altas temperaturas y (que son las condiciones de altas tasas de corrosión) (Kritzer y Dinjus, 2001), y nuevos conceptos de reactores como reactores de pared transpirante o refrigerados por película (Vadillo et al., 2013).

Como consecuencia de la baja solubilidad de los compuestos inorgánicos en agua supercrítica, la precipitación de sales se produce en los reactores OASC y puede conducir a la obstrucción del equipo (Vadillo et al., 2013). Las sales sólidas forman conglomerados que cubren las paredes del equipo, reducen la transferencia de calor en los intercambiadores de calor y producen taponamientos en las tuberías y en los conductos. reactor. Además, hay un lugar muerto entre la capa de sal y la pared del reactor, donde puede producirse una fuerte corrosión (Kritzer y Dinjus, 2001).

La ilustración 25, muestra un resumen reportado por Vadillo et al. (2013) que incluye los principales problemas que pueden ocurrir en diferentes etapas del proceso convencional de OASC. La solución a estos problemas es necesaria para avanzar en la ampliación del proceso de OASC, Vadillo et al.(2013) resumieron las principales soluciones a estos problemas, tales como: uso de materiales de alta resistencia a la corrosión (Inconel 625 y Hastelloy 600), uso de revestimientos, uso de recubrimiento, diseño de sistemas OASC, incluyendo reactores transpirantes de pared y pared enfriada por película (Marrone y Hong, 2009), oxidación hidrotermal asistida (Tateishi et al., 2000), uso de una base para pre-neutralizar la corriente de alimentación, inyección de alimento en frío (temperatura ambiente), adición de agua de enfriamiento, optimización de las condiciones de operación del proceso (Kritzer y Dinjus, 2001), para evitar alimentos corrosivos o el pretratamiento del alimento para eliminar especies corrosivas (Hong et al., 1996), a fin de evitar la corrosión. En caso de evitar la precipitación salina, Marrone et al. (2004) estudiaron la precipitación salina y el control de incrustaciones en la oxidación en agua supercrítica, centrándose en aplicaciones a escala comercial. Los métodos son diseños específicos de reactores (tales como flujo inverso, reactor de tanque con piscina de salmuera, reactor de pared transpirante, adsorción/reacción en fase sólida fluidizada, flujo reversible en reactor tubular y reactor centrífugo) y técnicas específicas (tales como flujo de alta velocidad, cepillado mecánico, raspador rotativo, lavado de reactor, aditivos, baja turbulencia, precipitación homogénea, filtración de flujo cruzado, separación de densidad y operación a presión extrema).

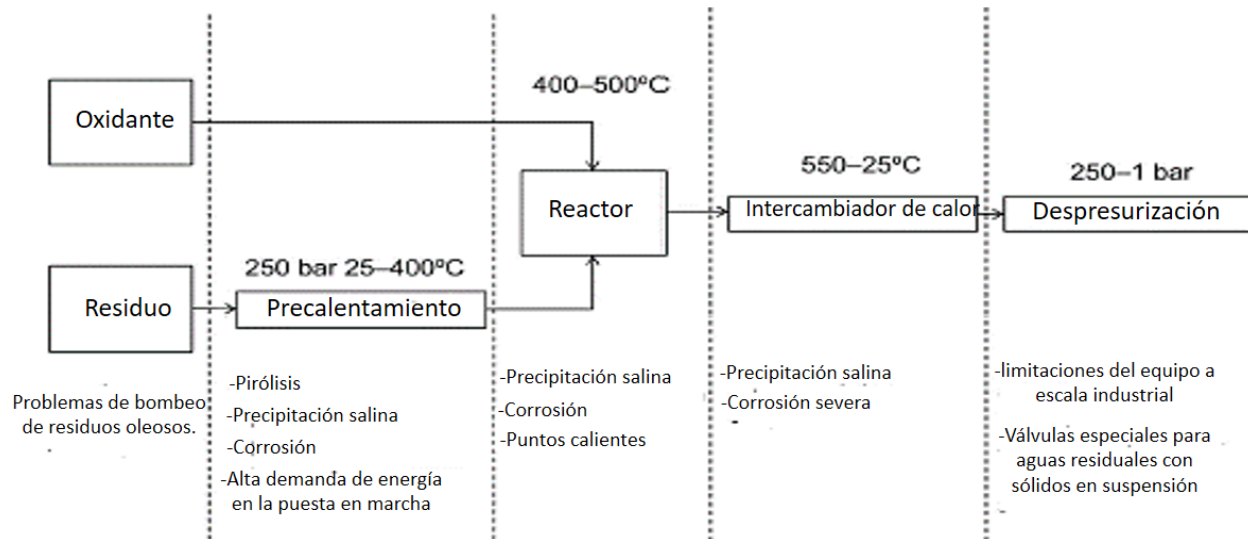


Ilustración 25. Principales problemas de OASC en diferentes etapas del proceso.

Fuente:(Vadillo, V., Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Martínez de la Ossa, E.J., 2013)

De esta manera, para evitar problemas de corrosión y precipitación salina, las aguas residuales industriales a tratar mediante OASC en reactores tubulares, deben satisfacer ciertos requisitos descritos por Vadillo et al. (2011).

Además de los fenómenos de corrosión y precipitación salina, Vadillo et al. (2013) resumieron varios inconvenientes técnicos que causaron el retraso del escalamiento del proceso OASC, y estos son los siguientes:

- Tratamiento de residuos insolubles como residuos oleosos o disolventes orgánicos. El bombeo de residuos oleosos para ser tratados por el OASC es un reto debido a la mezcla no homogénea de aceite y agua. Vadillo et al (2012) reportaron las desventajas de bombear aguas residuales heterogéneas. Así, si la alimentación es una mezcla de aceite y agua, habrá momentos en los que la bomba sólo introducirá aceite puro en el reactor produciendo un peligroso aumento de la temperatura del reactor. Por eso, en los reactores OASC, es aconsejable utilizar una bomba de alimentación secundaria para introducir insolubles aguas residuales en el reactor. Además, debido a la variación en la concentración de aguas residuales durante la operación, pueden producirse picos de temperatura a lo largo del reactor, poniendo en peligro la seguridad de la operación de OASC.

- Otra limitación importante a escala industrial es la energía necesaria para la puesta en marcha del proceso. Por esta razón, la única manera de lograr la viabilidad económica a escala industrial es reducir las interrupciones del proceso que implican la puesta en marcha continua del proceso. Vadillo et al. (2013) reportaron que era necesario lograr el 95% de disponibilidad. Es necesario diseñar un sistema de calefacción que proporcione suficiente energía a la corriente de alta presión para alcanzar una temperatura supercrítica. Por ejemplo, en el caso de plantas de 250 t/día la energía térmica requerida es de unos 5 MW. Para optimizar los costos de operación durante la puesta en marcha, Benjumea et al. (2015) propuso una nueva estrategia para minimizar la energía requerida en este paso. Consistía en un calentamiento lento y estático de toda la planta (a una presión casi crítica, conteniendo una mezcla de agua e isopropanol) antes de iniciar la circulación de las aguas residuales y alimentar el oxidante. A continuación, las aguas residuales y el oxidante fueron alimentados a bajo caudal y las reacciones de oxidación comenzaron inmediatamente a liberar el calor necesario para el funcionamiento autotérmico.
- Para mantener unas condiciones seguras y llevar a cabo una recuperación de energía óptima, una planta OASC con reactor tubular que trate aguas residuales altamente concentradas debe tener un control térmico riguroso. Esto se puede realizar mediante inyecciones de agua de enfriamiento e inyecciones de multioxidantes en diferentes puntos a lo largo del reactor. Varios autores han desarrollado y estudiado nuevas configuraciones de reactores para mejorar el control térmico del proceso (Gidner y Stenmark, 2000; Vielcazals et al., 2006; Chkoundali et al., 2008; Benjumea et al., 2014). Recientemente, Benjumea et al. (2017) mejoró una planta piloto OASC de 25 kg/h para controlar la cantidad de calor liberado y evitar cualquier riesgo de seguridad, instalando tanta agua de refrigeración e inyectores divididos de oxidante. Así, se realizaron pruebas experimentales para comparar el funcionamiento de la planta piloto antes y después de estas dos mejoras. Estas mejoras aumentaron el rango de concentración de aguas residuales que pueden ser tratadas en un proceso OASC. Además, aumentó la tasa de recuperación de energía y mejoró el control de seguridad de la planta piloto, al tiempo que se mantuvo el mismo nivel de eficiencia en la remoción de DQO.

- La despresurización del proceso de efluentes es un aspecto clave en las plantas OASC porque una operación correcta implica un control adecuado de la presión del sistema (Vadillo et al., 2013). Las aguas residuales que contienen partículas sólidas en suspensión pueden producir problemas durante la despresurización del efluente, ya que pueden erosionar las partes internas de las válvulas del "regulador de contrapresión". Además, el paso de despresurización puede producir problemas a escala industrial, ya que, a alto caudal, no se recomienda el uso de una válvula para obtener la caída de presión total (250 bar) en un solo paso. Por lo tanto, se realizaron varios estudios sobre el uso de dispositivos capilares para lograr la caída de presión. Los resultados obtenidos por Marias et al (2007) mostraron que un sistema de despresurización para un caudal de 20 kg/h debe consistir en una tubería de 1/16" y 21,5 m de largo. Regan et al. (2008) propusieron un sistema capilar, donde se consigue una caída de presión distribuyendo el caudal total en varios dispositivos capilares de gran longitud. Afirmaron que el uso de una sola válvula producía velocidades extremas y graves problemas de erosión.
- Posteriormente, Benjumea et al. (2011) realizó satisfactoriamente la reducción de alta presión (hasta 240 bar) en una planta piloto de SCWO utilizando un sistema de longitud variable basado en tres series de tubos en espiral. El sistema propuesto fue probado bajo diferentes caudales de agua y aire para comprobar su idoneidad en el control de la presión. Además, se compararon los resultados experimentales con los obtenidos por la modelización realizada utilizando diferentes correlaciones de factores de fricción de la literatura, tanto para sistemas monofásicos como bifásicos. Ninguna de estas correlaciones se utilizaba antes para caídas de presión superiores a 50 bar. Por lo tanto, en el caso de las plantas industriales, es deseable el uso de dispositivos capilares y una combinación de válvulas.

Algunas aguas residuales pueden sufrir pirolisis e hidrólisis debido al paso de precalentamiento (en ausencia de oxígeno) que es necesario para alcanzar los 400°C en la entrada del reactor tubular. Como consecuencia de estas reacciones indeseables, puede producirse una obstrucción del sistema

de precalentamiento, además de la presencia de compuestos gaseosos en el efluente, como el CH₄ y el CO. La solución patentada por Portela et al. (2005) evita este fenómeno debido a la ausencia de material orgánico en la línea de precalentamiento del sistema.

5.5 RECUPERACIÓN DE ENERGÍA EN PLANTAS SCWO

Los estudios recientes de la OASC se centraron en la producción de energía. Queiroz y otros (2015) consideraron la oxidación supercrítica del agua como un proceso potencial de generación de energía limpia. El proceso OASC debe considerarse no sólo como un proceso en el que se elimina completamente un residuo, sino como una posible fuente de producción de energía debido a la posibilidad de explotar la exotermia de las reacciones de oxidación. De esta manera, es posible disminuir los costos operativos relacionados con las condiciones extremas de operación (T. 374C, P. 22.1 Mpa), que obstaculizaron la expansión industrial y la comercialización de la tecnología OASC. Por esta razón, varios investigadores han abordado el tema a través de estudios teóricos y simulación.

Cocero (2002) desarrollaron un estudio de energía para una planta OASC de 2 m³/h utilizando el software Aspen Plus. Más tarde, Bermejo et al (2004) estudiaron el OASC del carbón, incluyendo la recuperación de energía como una alternativa a las centrales eléctricas de carbón. Sin embargo, Marias et al (2008) afirmaron que la recuperación de energía propuesta por Bermejo et al (2004) no era factible porque se basaba en la separación de partículas a 650°C y 30 Mpa y el separador y la turbina no se pueden construir hoy en día utilizando la tecnología actual. Como alternativa, propusieron la recuperación de energía en OASC utilizando un fluido auxiliar que recibe la energía producida en el proceso OASC.

Por otro lado, Svanstrom et al. (2004), simularon la recuperación de energía a partir de un 10% de peso de lodos de depuradora SCWO utilizando el software Aspen Plus.

Más tarde, Jiménez-Espadafor (2011), propusieron que es posible disminuir el OASC costes de tratamiento mediante la recuperación de energía a baja temperatura y alta presión del fluido, tales como calentamiento de agua y generación de vapor. Para un caudal supercrítico de 1000 kg/h (agua

y aire), la energía recuperada va desde 118 kW (1700 m³/h de agua caliente a 65°C) hasta 75 kW (100 kg/h de flujo de vapor a 1,1 bar y 170°C). Además, considerando una tasa de 15,9 kg/h de con una conversión del 95%, la energía calorífica residual recuperada sería de entre 71% y 45,6% del contenido energético del compuesto orgánico, nivel que puede considerarse de alta eficiencia térmica.

Si las aguas residuales tienen un calor de reacción bajo, es deseable el uso de combustibles auxiliares para aumentar el perfil de temperatura a lo largo del reactor y lograr el funcionamiento autotérmico (Bermejo y Cocero, 2006b). Así, las llamas hidrotermales se generan en reactores OASC, incluyendo dispositivos especialmente diseñados para ello. Varios autores estudiaron las llamas hidrotermales durante más de veinte años. Una llama hidrotermal es una llama de combustión producida en un medio acuoso en condiciones de temperatura y presión por encima del punto crítico del agua. Se caracterizan por temperaturas altas, típicamente superiores a 1000C, tasas de reacción más altas, y tiempos de residencia alrededor de 10100 ms en los que se logra la oxidación completa de los reactantes (Vadillo et al., 2013).

El precalentamiento del combustible y del oxidante hasta una temperatura alta es necesario para producir la llama. Si la temperatura es lo suficientemente alta para la concentración de residuos, la autoignición de la mezcla (Augustine y Tester, 2009). Estudios más profundos sobre la hidrotermia La formación de llamas se puede encontrar en la literatura (Wellig et al., 2005, 2009).

Desde el punto de vista de la ingeniería, el diseño de reactores OASC con generación de llama fue estudiado por Bermejo et al. (2011). Específicamente, estudiaron el proceso de escalado en un Reactor de pared transpirante con llama hidrotermal como fuente de calor interna. Ese trabajo mostró el notable efecto de la velocidad del fluido sobre la temperatura de inyección para obtener una generación estable de llama. A baja velocidad en la extinción del inyector, la temperatura es tan baja como, así como la posibilidad de inyectar a 170°C y 0,04 m/s. Diseñaron un muro transpirante (L 5 0,4 m Di 5 0,33 m) para tratar 3000 kg/h de residuos inyectados a 25°C mediante

modelización. Los compuestos refractarios como el ácido acético y el amoníaco pueden oxidarse debido a su alto contenido de temperatura en reactores OASC con llamas hidrotermales.

Así, Cabeza et al (2011) utilizó un reactor tubular con un tiempo de residencia de 0,7 s para oxidar esos compuestos utilizando IPA (alcohol isopropílico) como co-combustible. En el caso del ácido acético, la temperatura se incrementó a 750°C, alcanzando el 99% de la eliminación. Sin embargo, en el caso del amoníaco, la remoción estaba por debajo del 94% incluso si la temperatura era superior a 710°C. Además, se encontró que una concentración inferior al 2% en peso no producía la ignición de las soluciones de amoníaco. Recientemente, Queiroz et al. (2015) estudiaron la desoxidación bajo una llama hidrotermal de biomasa. Alegaron que puede intensificar el proceso OASC con el fin de desarrollar microcombustibles para producir vapor a alta presión y temperatura a partir de los residuos. Sin embargo, esta ejecución requiere el desarrollo de soluciones técnicas para la inyección de biomasa en una cámara de combustión de llama hidrotermica, así como el desarrollo de equipos para la recuperación de energía. de ingeniería.

5.6 ASPECTOS ECONÓMICOS

Debido a la naturaleza y características del proceso OASC, se requieren altos costos de inversión. Por un lado, los equipos deben ser capaces de trabajar a alta presión y temperatura y, por otro, los problemas de corrosión llevan a utilizar aleaciones de alta resistencia a la corrosión para construir reactores e intercambiadores de calor (preferiblemente aleaciones con alto contenido de níquel). Además de los elevados costes de material, los costes de mantenimiento y reparación de los equipos que funcionan en condiciones extremas también son muy elevados. Por lo tanto, la inversión inicial requerida es alta y la única manera de hacer que el proceso OASC sea económicamente viable es alcanzar el régimen autotérmico en el reactor.

Durante los últimos años, varios autores han estudiado la economía del proceso. Abeln et al (2007) estiman que los costes de los reactores tubulares representan el 10% de los costes totales de los equipos de una planta OASC capaz de tratar 100 kg/h de aguas residuales. Posteriormente, Marulanda y Bolaños (2010) estimaron que los costos de los reactores representan el 7% de los

costos totales de los equipos en una planta móvil OASC capaz de tratar 1 L/h de aguas residuales orgánicas. Además, la elección del oxidante es un punto clave desde el punto de vista de los costes operativos, Bermejo y Cocero (2006) afirmaron que es más barato utilizar oxígeno puro en lugar de aire; porque a escala industrial, el coste de compresión es muy alto. Por otro lado, Savage (1999) sugirieron que el proceso catalítico OASC es una alternativa más competitiva porque usando un catalizador, la temperatura necesaria para alcanzar eficiencias de remoción más altas de 99% se reduce significativamente disminuyendo la demanda de energía.

Gidner y Stenmark (2000) estimación que los costes de explotación de un lodo de depuradora mediante una instalación OASC con un caudal de 7 m³/h de lodos estaba alrededor de 137 euros/t. Svansson et al (2004), estimó el costo total para una planta de 1 t/día de lodo seco es de 243 \$/t. O'Regan y otros (2008) afirmaron que el coste de tratamiento de los lodos de depuradora con una planta OASC se encuentra en la gama 36,6 - 73,15 euros/t. Abeln et al (2007), hicieron el primer estimado del costo ideal del tratamiento de aguas residuales hechas de una mezcla de etanol al 10% en peso y agua utilizando aire como oxidante en una planta de 100 kg/h con dos reactores diferentes: reactor tubular y de pared transpirable, y el tratamiento cuesta 406 h/t y 660 h/t, respectivamente. Más tarde, estimaron que el tratamiento el coste de una planta de 1 t/h es de 330-430 euros/t para la planta del reactor de pared transpirante, y 203-264 h/t para la planta de reactor tubular. Marulanda y Bolanos (2010) también estimaron que el coste del tratamiento de una unidad móvil SCWO capaz de tratar 1 L/h de aceites contaminados con PCBs ascienden a 75 \$/L.

Basándose en los resultados obtenidos a escala de planta piloto, Vadillo et al. (2011) elaboraron un análisis económico para una planta industrial OASC capaz de tratar 1 m³/h de inflamables en aguas residuales industriales con una concentración de 90 g O₂/L. Así, los principales componentes considerados en la planta de OASC fueron: un reactor tubular de acero inoxidable AISI 316, un intercambiador de calor de contracorriente, una bomba de alta presión, un refrigerador y dos de contrapresión reguladores. El oxidante era oxígeno puro suministrado por una planta criogénica de almacenamiento de oxígeno, teniendo en cuenta el uso del 10% en exceso. En general, el coste global en una instalación OASC estimado para el tratamiento de aguas residuales de un 1 m³/h

con tecnología de reactor tubular fue de 109 euros/t, teniendo en cuenta el tiempo de amortización a lo largo de 10 años y un período de funcionamiento de 330 días/año.

Los resultados económicos mostraron que, aunque la tecnología OASC se mostró inicialmente como una tecnología adecuada para todo tipo de residuos, las investigaciones realizadas en las últimas tres décadas mostraron que esta tecnología sólo puede aplicarse a escala industrial utilizando un reactor tubular y para el tratamiento de las aguas residuales que satisfacen los requisitos descritos por Vadillo y otros (2011).

6. APLICACIONES DEL OASC EN EL TRATAMIENTO DE LOS LODOS DE LAS PTAR

La degradación de los lodos del tratamiento de las aguas residuales puede lograrse mediante la tecnología OASC con o sin ayuda de energía extra. Durante este proceso, el carbono orgánico total (COT), la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO5) el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) de los lodos puede reducirse para producir efluentes calificados. Además, durante este proceso, los metales pesados pueden convertirse o pasar a un estado estable

6.1 Descomposición de productos orgánicos

Aunque el proceso tradicional OASC sin llamas se realiza a temperaturas relativamente bajas, normalmente inferiores a 600 C, todavía puede lograr una alta tasa de eliminación de orgánicos debido a las propiedades únicas de ASC.

6.1.1 Influencia de los parámetros de operación en las tasas de eliminación de orgánicas

Los parámetros de operación influyen significativamente en las tasas de eliminación de productos orgánicos. Goto y otros (1997) estudiaron los efectos del tiempo de reacción, la temperatura, la presión y el contenido total de sólidos en la eliminación del COT, el ácido orgánico y el $\text{NH}_3\text{-N}$ de los lodos de plantas de AR. La concentración de COT disminuyó dramáticamente con el aumento de la temperatura y la cantidad de oxidante. La concentración de COT fue menor a 20 mg/L cuando la concentración de peróxido de hidrógeno fue mayor que la demanda estequiométrica en el ambiente de agua supercrítica. Todos los carbonos orgánicos en el producto líquido son ácidos orgánicos cuando $n > 0,8$. Además, se constató que el $\text{NH}_3\text{-N}$ es un producto intermedio de compuestos que contienen nitrógeno. Cuando $n = 1.0$ o 1.5 , $\text{NH}_3\text{-N}$ primero aumenta a temperaturas inferiores a 700 K y luego disminuye a temperaturas más altas, lo que sugiere reacciones competitivas de hidrólisis y oxidación (Shanableh, 2000). Xu et al (2013)

lograron tasas de eliminación de DQO, COT y NH₃-N del 99,95%, 99,8% y 99,7%, respectivamente, utilizando condiciones de reacción de 540 °C, 25 MPa, n= 2,0 y 2,5 min.

Entre todos los parámetros de operación, la temperatura y n son los parámetros de operación más importantes para las tasas de eliminación de orgánicos, especialmente para NH₃-N. El NH₃-N puede ser producido por la disolución o hidrólisis de compuestos orgánicos nitrogenados en los lodos (Benjamin y Savage, 2004). Una vez formado el NH₃-N, tiende a ser estable en el ASC (Segond et al., 2002), especialmente a bajas temperaturas y valores de n, lo que provoca una tendencia creciente de formación de NH₃-N, con el aumento de la temperatura. En comparación con el NH₃-N, el contenido de COT disminuye con el aumento de la temperatura, incluso sin oxidante (Chen et al., 2013a; Goto et al., 1997; Onwudili et al., 2013; Qian et al., 2015).

6.1.2 Análisis cinético

El proceso OASC de los lodos de las AR urbanas es muy complejo, pero puede ser simplificado a través de un camino directo o indirecto. En el trayecto directo, el lodo reacciona con el O₂ para formar CO₂, provocando una disminución de la concentración de COT; por lo tanto, un modelo cinético de tasa global de primer orden basado en sobre el cambio en la concentración de COT (Goto, 1997). En el caso del trayecto indirecto el lodo primero se disuelve o hidroliza para formar refractarios como el ácido acético, el fenol y el NH₃-N, los intermediarios se oxidan aún más a CO₂. En este sendero, un grupo de el modelo cinético puede ser empleado para incluir las reacciones de estos intermediarios recalcitrantes. A first-order global rate kinetic model for MSS by Goto et al. (1999a, 1999b) se da en la Ecuación (13), que describe los cambios en concentraciones de reactivos a lo largo del tiempo. Este modelo ignora la influencia de n, y se supone que el orden de reacción de los lodos es 1,0. Sólo se puede aplicar en situaciones con exceso de oxígeno. Considerando la influencia del oxidante, el orden de reacción del oxígeno puede ser calculado mediante resultados experimentales para varios valores de n usando un algoritmo Runge-Kutta o una regresión multilineal (Sanchez-Oneto et al., 2008).

$$\ln([A]/[A]_0) = -k_0 \exp(-E_a/RT)t$$

[A] es la concentración del reactante en el momento t, [A]₀ es la concentración del reactante en t = 0, k₀ es el factor pre-exponencial para la tasa de reacción (1/s), E_a es la energía de activación (kJ/mol), R es la constante de gas ideal (8.3145 J/mol K), y T es la temperatura de reacción (K).

6.1.3 Análisis de mecanismos

Debido a la naturaleza complicada de los lodos, no es realista obtener un mecanismo de reacción exhaustivo. Qian et al. (2015) encontraron que los ácidos alifáticos de cadena larga procedentes de las grasas representan la mayor proporción de compuestos en los lodos, lo que contribuye a la alta viscosidad de los mismos. Estos ácidos pueden descomponerse fácilmente en CO₂ y H₂O por la abstracción de hidrógenos cerca de un grupo -COOH (Jin et al., 2003). Sin embargo, después del tratamiento con OASC a 823 K con n=4.0, casi todos los orgánicos consistían de aromáticos no nitrogenados y compuestos aromáticos nitrogenados. Entre estos compuestos, los fenoles y las piridinas eran dominantes. Los fenoles pueden ser generados por la división de los vínculos arílicos del éter en la lignina (Wahyudiono et al., 2008) o por la condensación o ciclización de los azúcares (Sinag et al., 2003), mientras que la cantidad de piridinas puede ser incrementada por la disolución e hidrólisis de proteínas o por la reacción de Maillard entre proteínas productos de degradación y productos de separación de celulosa (Kruse et al., 2007). Por el contrario, Goto et al. (1997) consideraron que el NH₃-N y el ácido acético como intermediarios estables. El lodo de las aguas residuales se convierte primero en estos y luego a N₂, CO₂ y H₂O.

6.2 SISTEMAS TÍPICOS

Debido a las notables ventajas del tratamiento de los lodos provenientes de las PTAR en ASC, se han diseñado o establecido varias instalaciones experimentales, unidades piloto y sistemas comerciales.

En comparación con los reactores discontinuos, los reactores continuos son más adecuados para aplicaciones prácticas. Los reactores continuos para los lodos de las AR pueden clasificarse como reactores tubulares, reactores de lecho fluidizado y reactores de tanque. Los reactores tubulares pueden bloquearse fácilmente utilizando el lodo con alto contenido de sólidos (Xu et al., 1996; Xu y Antal, 1998). Chen et al.(2013b) emplearon con éxito un reactor de lecho fluidizado para tratar el lodo con un contenido de sólidos del 12 % en peso. Sin embargo, en sus sistemas, la materia prima se precalentaba con agua en una proporción de 1:5, lo que reducía la concentración de lodos. En contraste, el reactor de pared transpirante puede formar una película protectora en la superficie interior para prevenir la corrosión y los problemas de taponamiento, pero la transpiración del agua de pared eliminará una gran cantidad de calor. Chen y otros (2015) sustituyeron el aire por agua y desarrollaron un reactor de pared con sello de gas dinámico. Utiliza tres métodos para evitar el taponamiento. En primer lugar, se aplican combustibles auxiliares para reducir la temperatura de precalentamiento a menos de 350 °C. Segundo, el fondo del reactor contiene un colector de sólidos. La mezcla de sales y sólidos puede ser depositada por gravedad y almacenada, en este colector durante el proceso de flujo ascendente. En tercer lugar, los productos a través de un condensador después de salir del reactor. Las sales pegajosas re-disolver en el agua de enfriamiento, mientras que las partículas sólidas no pegajosas se almacenarán en el condensador. Como resultado, el SMS con un contenido sólido de 11.78 % de peso puede ser tratado sin problemas de taponamiento.

6.2.1 Plantas pilotos

6.2.1.1 Universidad de Duke

En la Universidad de Duke, se diseñó, construyó y puso en funcionamiento un sistema OASC para el tratamiento de lodos fecales en diciembre de 2014 con una capacidad objetivo de aproximadamente 1000 kg/día de caudal con 10-20% de sólidos (Deshusses y Jacoby, 2015). Esta unidad está alojada en un contenedor estándar de 20 pies y puede ser convenientemente

transportada. El fluido lechoso de residuos se mezcla con agua y aire supercríticos a aproximadamente 600 °C para alcanzar condiciones supercríticas a aproximadamente 400 °C y 24 MPa. Después de la reacción, la recuperación de calor se logra en un intercambiador de calor de 40 m de largo. Luego, el efluente pasa a través de un separador gas-liquido-sólido de alta presión y el líquido es despresurizado en una serie de tubos capilares. En el proceso, la materia orgánica se convierte en CO₂ y agua limpia. Este sistema ha sido probado con combustible líquido y con lodo secundario en condiciones supercríticas durante más de 200h.

6.2.1.2 Universidad de Missouri

En la Universidad de Missouri se diseñó y fabricó un sistema de reacción continua (Miller et al., 2015). Donde se mezcla un lodo fecal simulante con un fluido supercrítico precalentado de mezcla de agua y aire, que luego entra en un tubo de acero inoxidable 316 de 305 cm de longitud. Aunque el reactor no se calienta externamente, la temperatura en el reactor es más alta que la del punto de mezcla, con una ganancia media de temperatura de 87 °C debido a la naturaleza exotérmica de la reacción OASC. Finalmente, el efluente es despresurizado por reguladores de contrapresión.

Los resultados de este sistema a escala de banco muestran que la concentración de la alimentación influye significativamente en la ganancia de temperatura en el reactor, mientras que el exceso estequiométrico de oxígeno (n) y presión afecta la eficiencia de la transferencia de calor. Aunque se puede obtener una conversión casi completa de los orgánicos cuando n es tan bajo como 1.1, un aumento adicional de n a cerca de 1.5 resulta en ganancias máximas de temperatura.

6.2.1.3 Universidad de Valladolid

El Grupo de Procesos de Alta Presión de la Universidad de Valladolid (Cabeza et al., 2013) diseñó una planta piloto de tratamiento de 24 L/h de pienso. Un reactor de pared refrigerada funciona en $T= 400-700$ °C y $P < 30$ MPa. El pienso que contiene lodo e IPA (que sirve como combustible auxiliar) es bombeado por una bomba de membrana, que puede resistir algunas partículas pequeñas en el lodo. Después de calentar con pre-calentadores eléctricos cuando sea necesario, la alimentación y el aire precalentado producido por un compresor recíproco de cuatro etapas se

mezclan y se inyectan en un inyector tubular desde el fondo del lodo. La alimentación y el oxidante entran en un recipiente vacío en la parte superior del reactor y fluyen en sentido contrario para mezclarse con el agua de refrigeración entre las paredes de los recipientes. De esta manera, se puede generar una piscina fría en el fondo del reactor para disolver las sales precipitadas en el lodo.

6.2.1.4 Universidad Xi'an Jiaotong

La Universidad Xi'an Jiaotong ha construido la primera planta piloto OASC en China con una pared transpirante combinada con un reactor Modar de acero inoxidable 316 para tratar el lodo generado de las AR con un contenido de sólidos inferior al 10 % en peso. Este sistema tiene una capacidad de tratamiento de 3 t/d y está compuesto por seis módulos deslizantes. Puede alcanzar una tasa de eliminación de DQO superior al 99,5% y una eficiencia de utilización del calor excedente superior al 80%. En el fondo del reactor se forma una piscina de salmuera este fluido en la piscina con una alta concentración de sales, entra en el dispositivo de eliminación de sal y se calienta a una temperatura de estado supercrítica. Las sales se precipitan de nuevo y finalmente se almacenan en el sistema de recolección de sal en el tanque. La inversión en equipos es de 0,58 millones de USD, y el costo operativo es de 76,56 USD/tonelada seca para el SMS con humedad del 92 % en peso, muy por debajo del coste de incineración (Xu et al., 2010, 2012a).

6.2.2 sistemas comerciales

6.2.2.1 HydroProcessing

Construyó el primer equipo comercial de procesamiento de lodos OASC para la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Harlingen, en Texas, EE.UU. (Griffith y Raymond, 2002). Se construyó en 2001 y dejó de funcionar en 2002 debido a la corrosión en el intercambiador de calor (Marrone, 2013). Su diagrama de flujo se muestra en la ilustración 26.

Como se muestra en la ilustración 26, en el sistema HydroProcessing, se aplica un hidrociclón para separar el flujo después del reactor y mantener los sólidos en el flujo bajo. El desbordamiento y el

subsiguiente desbordamiento se utilizan para calentar el alimento. La alimentación calentada se mezcla con oxígeno y entran juntos en el calentador a gas para su posterior calentamiento; luego, entran en un reactor tubular. Es interesante que el flujo insuficiente de sólidos sea despresurizado por un dispositivo de reducción de presión capilar utilizando su resistencia a la fricción.

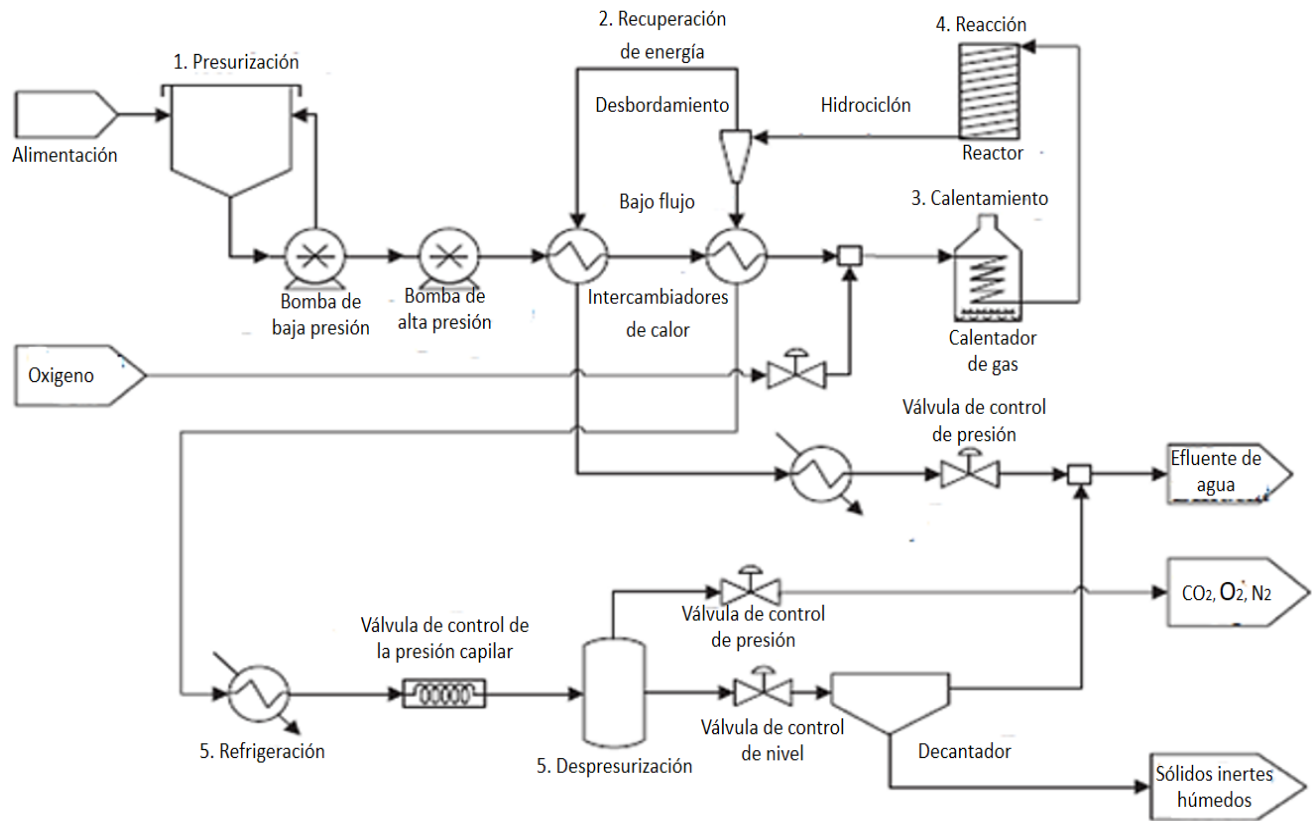


Ilustración 26. Flow sheet of the HydroProcessing system.

Fuente: (Griffith and Raymond, 2002).

Los resultados de la operación temprana muestran que la eficiencia de destrucción de los lodos es de 99.93-99.96%, 49.6-84.1% y 92.89-98.90% para DQO, amoníaco y sólido total en el efluente, respectivamente. La eficiencia de destrucción de los lodos es del 99,92-99,93%, 49,6-86,4% y 62,72-88,94% para la DQO, el amoníaco y el sólido total en el flujo bajo, respectivamente (Griffith y Raymond, 2002). Sin embargo, el amoníaco efluente oscila entre 410 y 2075 mg/L, que es mucho más alto que los estándares de descarga relacionados, lo que indica la naturaleza recalcitrante del amoníaco (Segond et al., 2002; Webley et al., 1991). Debido a la alta concentración de amoníaco

del efluente, puede ser enviado a plantas de aguas residuales municipales o a plantas industriales como nutriente. El calor del calentador a gas es de aproximadamente 4100 kWh/tonelada seca de lodo, el consumo de oxígeno es de 1500 kg/tonelada seca de lodo, y la electricidad consumida por las bombas es de 550 kWh/tonelada seca de lodo, produciendo un costo neto de operación y mantenimiento de aproximadamente 100 USD/tonelada seca de lodo (Svanstrom et al., 2004).

6.2.2.2 Chematur AB y SCFI

Con fines de demostración, Chematur AB ha construido una unidad de 6 t/d en Karlskoga, Suecia, para el tratamiento de lodos no digeridos y digeridos, que ha estado en funcionamiento desde 1998 (Patterson et al., 2001). Chematur AB otorgó la licencia del proceso OASC a Shinko Pantec Co. de Japón, y ha construido una unidad piloto OASC con una capacidad de aproximadamente 26,4 t/d para el tratamiento de lodos provenientes de PTAR en Kobe, Japón (Gidner y Stenmark, 2001). También evaluaron el valor económico de una unidad de tratamiento de 168 m³ de lodos al día. Su diagrama de flujo, llamado proceso Aqua Critox, se presenta en la ilustración 27.

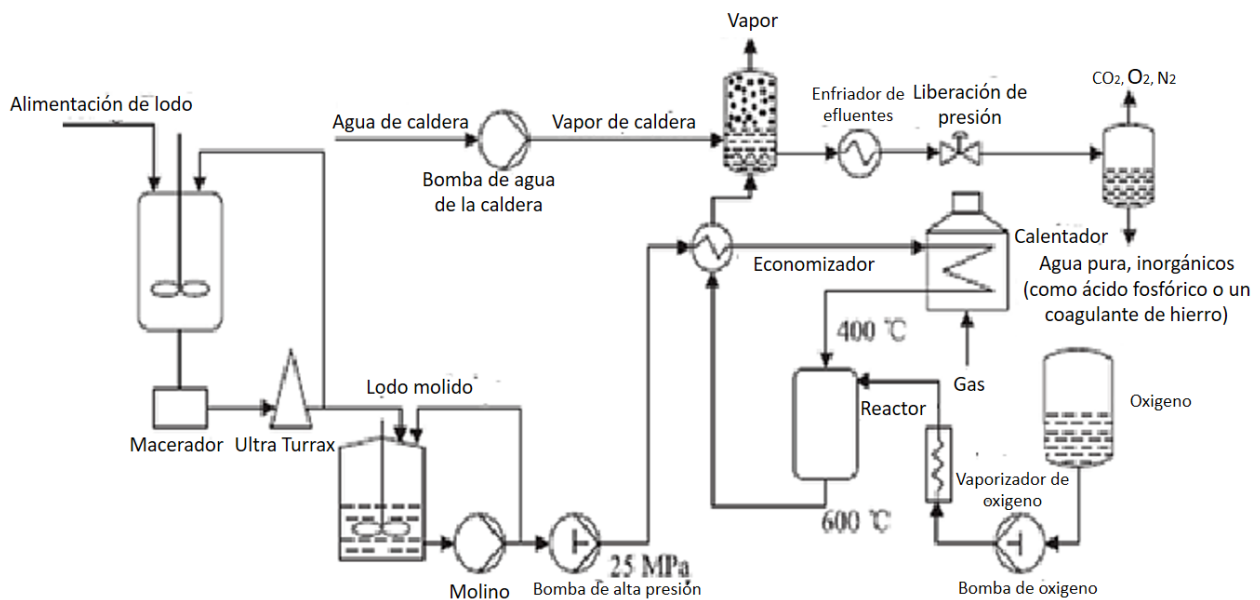


Ilustración 27. Flow sheet of the Chematur AB system.

Fuente: (Patterson et al., 2001).

Como se muestra en la ilustración 27, este sistema consiste en una serie de equipos homogéneos de lodos, incluyendo un tanque de alimentación con un mezclador de paletas, un triturador, un ultra turrax y un triturador. Los tres primeros junto con una bomba monobomba constituyen un circuito de recirculación, que proporciona reducción de tamaño y homogeneización durante una operación por lotes. Después de la homogeneización, el lodo entra en una bomba de pistón de diafragma de manguera presurizada a aproximadamente 25 MPa y se bombea a un economizador de doble tubo calentado por el efluente del reactor. Los problemas de ensuciamiento en el economizador se evitan debido a la alta velocidad y al reducido tamaño de las partículas de alimentación. Después del intercambio de calor, el lodo entra en un calentador para un nuevo aumento de temperatura. Posteriormente, el lodo precalentado y el oxígeno entran en el reactor. Para controlar con precisión la temperatura de reacción con lodos de alta concentración, se añade agua de enfriamiento y se inyecta oxígeno en dos etapas. Similar al sistema HydroProcessing, el efluente es despresurizado por capilares en paralelo. Se aplican muchos capilares en lugar de uno solo para minimizar la erosión y controlar la velocidad en los capilares. Para controlar con precisión la caída de presión, se agrega agua de estrangulamiento antes de llegar a los capilares para cambiar el flujo y por lo tanto la fricción en los capilares (Suzuki y Oonobu, 2000).

Las pruebas muestran que todos los orgánicos pueden ser fácilmente destruidos. La tasa de eliminación de DQO es superior al 99,99% cuando $T > 520$ °C. Se necesita una temperatura superior a 540 °C para destruir completamente el nitrógeno total (NT). Para un sistema de 168 m³/día, el gas natural consumido por el calentador a gas es de aproximadamente 21,9 Nm³/tonelada de lodo seco, el consumo de oxígeno es de 1048 kg/tonelada seca de lodo, el consumo de electricidad es de 229 kWh/tonelada seca de lodo, el consumo de agua de proceso es de 1,7 m³/tonelada seca de lodo, el consumo de agua de enfriamiento es de 100 m³/tonelada de lodo, y el vapor generado por el calor de la reacción es de 4.200 kg/tonelada de lodo, lo que produce un costo neto de operación y mantenimiento de aproximadamente 105 USD/tonelada de lodo (Gidner y Stenmark, 2001).

En 2007, el Grupo SCFI adquirió la tecnología patentada de oxidación en agua supercrítica (Aqua Critox®) de Chematur Engineering. AB de Suecia; por lo tanto, Chematur AB es ahora SCFI (Regan et al., 2010). Otros trabajos dirigidos por el grupo de las SCFI han puesto de relieve la reducción de costes. La fracción inorgánica residual del lodo puede recuperarse como ácido

fosfórico y coagulante de hierro si requerido. Los ortofosfatos del sobrenadante, que representan 78% del total del fósforo influente, también puede ser recuperado usando tecnologías de cristalización en lecho fluidizado (Callaghan y Regan, 2010).

6.2.2.3 Solution SuperWater

De 2009 a 2011, SuperWater Solution instaló con éxito probado un sistema OASC de 5 t/d en seco para el Puente de Hierro Planta Regional de Reciclaje de Agua en Orlando, FL, EE.UU. (Sloan et al., 2008, 2009). También evaluaron el valor económico de una unidad que trata 35 toneladas de lodo seco al día (ver Tabla 3) (Oyler, 2011). El diagrama de flujo se muestra en la ilustración 28.

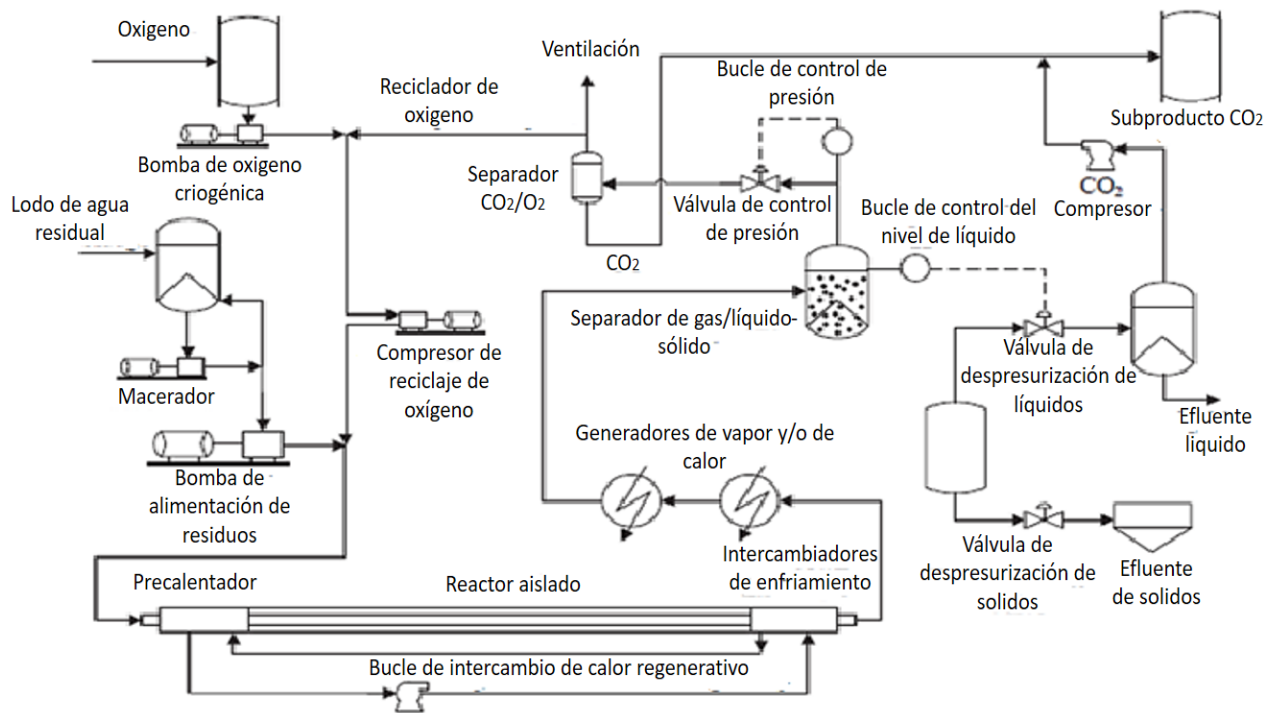


Ilustración 28. Flow sheet of the SuperWater Solution system.

Fuente: (Sloan et al., 2008).

Como se muestra en la ilustración 28, el lodo y el oxígeno se mezclan y, juntos entran en un sistema tubular con un diámetro de tubería constante que incluye un precalentador, un reactor y un intercambiador de calor de enfriamiento. Presurizado se aplica agua pura para transportar el calor del efluente del reactor al precalentador. Esta estructura puede minimizar la deposición de sólidos y sarro. Se es interesante que el sistema SuperWater Solution tenga un sistema de oxígeno proceso de reciclaje basado en la diferencia de temperaturas de licuefacción entre O₂ y CO₂. A través del proceso de reciclaje de oxígeno, El lodo puede oxidarse a un valor alto de n con un bajo consumo de oxígeno, aumentando así la calidad de los efluentes y disminuyendo costos de operación.

6.3 LO ÚLTIMO EN AVANCES EN LA TECNOLOGÍA OASC

AINIA

El proyecto Lo2x del consorcio AINIA ha aprovechado la alta versatilidad del agua supercrítica para oxidar compuestos orgánicos para tratar los lodos de depuradora junto con un amplio abanico de residuos que sirven como co-sustratos (aguas de drencher, alpechines, lixiviados o purines), siendo capaz de tratar corrientes con compuestos indeseados como plaguicidas.

Construyo una planta demostrativa (2016) para tratar 250 kg/h obteniendo los siguientes resultados y haciendo de esta tecnología una opción viable para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales y lodos de depuradora.

- >99% de reducción de materia orgánica. La DQO del efluente COASC está por debajo de 200 mg/L de media, alcanzando valores por debajo de 25 mg/L.
- Recuperación de nutrientes. La mineralización del nitrógeno y fósforo facilita la recuperación de nutrientes para su uso como base de fertilizantes. El nitrógeno se localiza en el líquido ((NH₄~2 g/L), mientras que el fósforo se encuentra en la fase sólida (P₂O₅~25%).
- 100% de eliminación de plaguicidas. Degradación de Imazalil hasta 350 mg/kg, eliminando su presencia en el efluente.

- 100% de eliminación de patógenos. Eliminación completa de Escherichia Coli, Clostridium perfringens y Salmonella spp. COASC lleva a una esterilización completa.
- >85% de metales pesados concentrados en una pequeña fracción para su manejo seguro. Los metales pesados se detectan en la fracción sólida inerte del efluente COASC.
- Los gases producidos no son nocivos y se pueden emitir. CO₂ es el principal producto gaseoso de la COASC. NO_x y SO_x, los típicos subproductos tóxicos de la combustión, no se forman.
- Consumo nulo de energía térmica. El proceso COASC libera calor (reacción exotérmica) que se recupera, convirtiendo al bombeo en la única etapa que consume energía.
- >98% de reducción de lodos Reducción en sólidos totales de más de 90 %. El residuo inerte de la COASC es un recurso para la industria del fósforo, mientras que los residuos de la digestión anaerobia pueden acabar en vertederos.

CONCLUSIONES

La oxidación en agua supercrítica es una excelente alternativa para el tratamiento de los lodos que se producen en las PTAR, puesto que se alcanzan eficiencias de remoción de DQO, COT y NH₃-N hasta del 99,9 %, además de esto se ha demostrado la capacidad del proceso para estabilizar los metales pesados, y de esta forma sea más fácil su recuperación y tratamiento.

La tecnología OASC ofrece varias ventajas entre ellas se destaca la no formación de NO_x, SO_x y furanos en su proceso de combustión, que si aparecen en otros sistemas de tratamiento como la incineración; sumado a esto la tecnología OASC permite recuperar hasta el 95 % del fosforo el cual se comercializa en las industrias de fertilizantes.

Las experiencias existentes demuestran que la tecnología de oxidación en agua supercrítica se encuentra aún en fase de desarrollo y necesita todavía esfuerzos considerables, particularmente a nivel de materiales de construcción para diferentes reactores de oxidación hidrotermica; esto debido a las altas temperaturas y presiones de operación, pero también a las propiedades específicas del agua supercrítica que conllevan una corrosión importante de ciertas partes de la instalación.

Lejos de haber disminuido el interés por el proceso OASC, se han incrementado los trabajos de investigación y los proyectos industriales que pretenden implantar esta tecnología en un futuro cercano. Si hace una década casi la totalidad de las publicaciones provenían de EE.UU., en los últimos años se han incorporado varios países europeos (entre ellos España con varios grupos de investigación de diferentes universidades) y más recientemente se ha reflejado en la bibliografía el rápido y creciente interés en esta tecnología.

BIBLIOGRAFIA

- Ahmed, S., Rasul, M., & M, H. (2011). *Influence of parameters on the heterogeneous photocatalytic degradation of pesticides and phenolic contaminants in wastewater: A short review*. Journal of Environmental Management, Volume 92(Issue 3), 311-330.
- Alegre Zorrilla, Y., & Rosales Asención, S. (2017). *Influencia del tipo de fotocátalisis y tiempo en el tratamiento de aguas residuales textiles (TESIS)*. PERU: Universidad nacional del centro del Perú. Obtenido de <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/UNCP/3790>
- Arango, O., & Sanches, L. (2009). *Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB*. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, vol. 7(n.2), pp.24-31. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S169235612009000200004&script=sci_abstract&tlng=es
- Aznate, L., Cerro , O., & Orozco , A. (2013). *Degradación por fotocátalisis homogénea (foto-fenton) de efluentes líquidos contaminados con residuos de fenol (tesis)*. UNIVERSIDAD DE CARTAGENA, 87. Obtenido de <http://190.242.62.234:8080/jspui/bitstream/11227/59/1/DEGRADACI%C3%93N%20POR%20FOTOCAT%C3%81LISIS%20HOMOG%C3%89NEA%20%28FOTO%20FENTON%29%20DE%20EFLUENTES%20L%C3%8DQUIDOS%20CONTAMINADOS%20CON%20RESI.pdf>
- Bandala, E., Corona, B., Guisar, R., & Uscanga, M. (2007). *Aplicación de Procesos Avanzados de Oxidación en la Desactivación Secuencial de Microorganismos Resistentes en Agua*. Ciencia Ahora, 20(10). Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/228735624_Aplicacion_de_Procesos_Avanzados_de_Oxidacion_en_la_Desactivacion_Secuencial_de_Microorganismos_Resistentes_en_Agua
- Benjamin, K.M., Savage, P.E. (2005). *Detailed chemical kinetic modeling of methylamine in supercritical water*. Ind. Eng. Chem. Res. 44 (26), 9785_9793.

- Benjumea, J.M., Portela, J.R., Sa´nchez-Oneto, J. Martı´nez de la Ossa, E.J.(2015). *New strategy for supercritical w´ater oxidation plant start-up with low energy comsuming*. Niza, Francia. 10th European Congress of Chemical Engineering.
- Benjumea, J.M., Portela, J.R., Sanchez-Oneto, J. Martinez de la Ossa, E.J.(2014). *Simulation of a counter current refrigeration system for a SCWO reactor*. Marsella, Francia. 14th European Meeting on Supercritical Fluids EMSF'14. 18_21
- Benjumea, J.M., Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Martinez de la Ossa, E.J. (2011). *Use of helical coil pipes for depressurization in a supercritical water oxidation (SCWO) pilot plant: Experimental results & simulation*. Chem.Eng. Trans. 24, 283_288.
- Berrio P´erez, Z. (2017). *Propuesta de una planta de tratamiento secundario de las aguas residuales de la textilera desembarco del granma*. Santa Clara: UNIVERSIDAD CENTRAL MARTA ABREU DE LAS VILLAS. Obtenido de <http://dspace.uclv.edu.cu/bitstream/handle/123456789/8654/tesis%20zandy.pdf?squence=1&isAllowed=y>
- Caceres Chumpitaz, M. (2002). *Estudio comparativo de las tecnologıas de tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria textil algodonera*. Lima, Per´u: Universidad Nacional de Ingeieria. Obtenido de http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/8166/1/caceres_cm.pdf
- CAMPOS, E., et al. (2001). *Aprovechamiento energ´etico de lodos residuales y purines, Producci´on de biog´as*. En: ResearchGate. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/251855102_APROVECHAMIENTO_ENERGETICO_DE_LODOS_RESIDUALES_Y_PURINES_PRODUCION_DE_BIOGAS
- Carbajo, J. (2013). *Aplicaci´on de la fotocatalisis solar a la degradaci´on de contaminantes org´anicos en fase acuosa con catalizadores nanoestructurados de TiO₂ (TESIS DOCTORAL)*. Instituto de Catalisis y Petroleoquımica (CSIC), 277. Obtenido de <http://hdl.handle.net/10261/100081>
- Carvajal Jaimes, E. V., & Esparragoza Zarate, R. A. (2013). *An´alisis de la normatividad ambiental colombiana para el vertimiento de aguas residuales al sistema de alcantarillado p´ublico* (tesis). Bucaramanga: Universidad Pontificia Bolivariana. Obtenido de <https://repository.upb.edu.co/handle/20.500.11912/51>

- Castellar Ramos, M., & Osorio Tamayo, J. (2012). *estado del arte de la fotocatalisis solar como técnica para la remoción de efluentes químicos provenientes de laboratorios*. Universidad de Buenaventura, Cartagena. Obtenido de http://bibliotecadigital.usb.edu.co:8080/bitstream/10819/1144/1/Estado%20del%20arte%20de%20la%20fotocat%C3%A1lisis_Mar%C3%ADa%20Irene%20Castellar%20Ramos_USBCTG_2012.pdf
- Chang, S.J., Liu, Y.C. (2007). *Degradation mechanism of 2,4,6-trinitrotoluene in supercritical water oxidation*. J. Environ. Sci. 19, 1430-1435.
- Cobos, H., Londoño, A., & Florez Garcia. (2009). *Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación generado en las industrias del curtido de cueros*. Dyna, 107-119.
- Cocero, M.J., Martin, A., Bermejo, M.D., Santos, M., Rincon, D., Alonso, E., et al. (2003). *Supercritical water oxidation of industrial waste from pilot to demonstration scale*. Versailles, France. Proceedings of the 6th International Symposium on Supercritical Fluids.
- Colomer, F., Gallardo, A., Robles, F., BOVEA. (2009). *Opciones de valorización de lodos de distintas estaciones depuradoras de aguas residuales*. Redalyc. vol.14. no. 3. p. 177-190. ISSN. 1665-529-X. Disponible en: <http://www.redalyc.org/html/467/46715742006/>
- Cortina Dominguez, C. F., & Márquez Ortiz, R. (2008). *Alternativa de tratamiento de aguas residuales de la Industria Textil* (Tesis). México, D.F: Escuela Politécnica Nacional (IPN) y Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura (ESIA). Obtenido de <http://tesis.ipn.mx/jspui/bit>
- CROHN, D.M. (1995). *Sustainability of Sewage Sludge Land Application to Northern Hardwood Forests*. Ecological Applications, 53-62p.
- Cruz González, N. (2015). *Estudio de la eliminación de contaminantes emergentes en aguas mediante Procesos de Oxidación Avanzados* (Tesis). Barcelona: Universitat de Barcelona. Departament d'Enginyeria Química. Obtenido de <https://www.tdx.cat/handle/10803/308120>
- De las Heras, A.M., (2009). *XXVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras, CEDEX 2009. Tema 15: Producción y Características de los Fangos. Sistemas de Espesamiento*. Tomo II. ISBN: 978-84-7790-504-2.

- Dolgen, D., Alpaslan, N. & Delen, N. (2004). *Use of an agro-industry treatment plant sludge on iceberg lettuce growth.* [ELSEVIER]. Archivo en pdf. Disponible en: <https://eurekamag.com/pdf/004/004377390.pdf>
- Domènech, X., Jardim, W., & Litter, M. (2004). *Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes.* Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/237764122_Procesos_avanzados_de_oxidacion_para_la Eliminacion_de_contaminantes
- Domingo, J. (2008). *Evaluación de los potenciales riesgos para la salud en el entorno de plantas cementarias: metales pesados, dioxinas y furanos.* Barcelona, España: Jornadas sobre desarrollo sostenible.
- Environmental Protection Agency. (1994). *A Plain English Guide To The Environmental Protection Agency, Part. 503 Rule,* Washington.
- Esparza, E., & Gamboa, N. (Junio de 2001). *Contaminación debida a la industria curtiembre.* Revista de Química Vol XV, 41-63. Obtenido de <http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/quimica/article/view/4756>
- Espigares García, M., & Pérez López, J. A. (1985). *Aspectos sanitarios del estudio de las aguas.* Universidad de Granada. Servicio de publicaciones.
- Felipó, O. (1995). *Reutilización de residuos urbanos y posible contaminación, En Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura.* Barcelona, España. AEDOS.
- Fragoso, F., & Calixto, M. d. (2010). *Estudio de biorremediación de las aguas residuales de una industria.* Tecnológico de estudios superiores de Coacalco.
- Garcés Giraldo, L., Mejía Franco, E., & Santamaría Arango, J. (2004). *La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales.* Revista Lasallista de Investigación, 83-92. Obtenido de <https://www.redalyc.org/html/695/69511013/>
- García, Norma. (2009). *Lodos residuales: estabilización y manejo.*

- Glaze, W., Kang, J.-W., & Chapin, D. (1987). *The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Peroxide and Ultraviolet Radiation*. *Ozone: Science & Engineering*, 9(4), 335-352. doi:<https://doi.org/10.1080/01919518708552148>
- Gómez, M. & De Arenas, R. (2006). *Estudio de contaminantes orgánicos en el aprovechamiento de lodos de depuradora de aguas residuales urbanas*. Tesis doctoral Ingeniería Química. Alicante: Universidad de Alicante. Departamento de Ingeniería Química. 2008. 373 p.
- Gray, N.F., (2009). *An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*. Water Technology; Department of Civil, Structural and Environmental Engineering, Trinity College, University of Dublin. ARNOLD, 1999. ISBN 0 340 67645 0 (pb); ISBN 0 470 23632 9 (Wiley).
- Guillard, C., Lachhe, H., Houas, A., Ksibi, M., Elaloui, E., & Herrmann, J.-M. (de 2003). *Influence of chemical structure of dyes, of pH and of inorganic salts on their photocatalytic degradation by TiO₂ comparison of the efficiency of powder and supported TiO₂*. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 158(1), 27-36. doi:[https://doi.org/10.1016/S1010-6030\(03\)00016-9](https://doi.org/10.1016/S1010-6030(03)00016-9)
- Jimenez-Espadafor, F., Portela, J.R., Vadillo, V., Sanchez-Oneto, J., Becerra, J.A., Torres, M., et al. (2011). *Supercritical water oxidation of oily wastes at pilot plant: simulation for energy recovery*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 50, 775.
- Kim, Y.-L., Kim, J.-D., Lim, J.S., Lee, Y.-W., Yi, S.-C.(2003). *Effects of reaction conditions on selectivity of terephthalic acid in uncatalyzed partial oxidation of p-xylene under subcritical and supercritical water*. *Hwahak Konghak* 41 (1), 26-32.
- Laville, N., Ait-Aissa, S., Gomez, E., Casellas, C., & Porcher, J. (2004). *Effects of human pharmaceuticals on cytotoxicity, EROD activity and ROS production in fish hepatocytes*. *Toxicology* 196, 41-55. doi:[10.1016/j.tox.2003.11.002](https://doi.org/10.1016/j.tox.2003.11.002)
- Lee, H.C., In, J.H., Hwang, K.Y., Lee, C.H. (2004). *Decomposition of ethylenediaminetetraacetic acid by supercritical water oxidation*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 43, 3223-3227.
- Legrini, O., Oliveros, E., & Braun, A. (1993). *Photochemical processes for water treatment*. *Chem. Rev.*, 93(2), 671-698. doi:<https://doi.org/10.1021/cr00018a003>
- Li, L., Chen, P., Gloyna, E.F. (1993). *Kinetic model for wet oxidation of organic compounds in subcritical and supercritical water*. *Supercrit. Fluid Eng. Sci.* 24, 305-313.

- Limón, J. (2013). *Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿problema o recurso?* Tesis de especialización Ingeniería Química. Jalisco: Facultad Ingeniería. 2013. 45 p.
- Litter, M., & Quici, N. (2010). *Photochemical Advanced Oxidation Processes for Water and Wastewater Treatment. Recent Patents on Engineering*, Volume 4(Number 3), 217-241. doi:<https://doi.org/10.2174/187221210794578574>
- Liu, N., Cui, H.Y., Yao, D. (2009). *Decomposition and oxidation of sodium 3,5,6-trichloropyridin-2-ol in sub- and supercritical water*. *Process Saf. Environ. Prot.* 87, 387-394.
- Lourdes , C., Alcantara , M., Philo, H., Teixeira, A., Silva, F., & Paiva , T. (2013). *Oxidative Degradation Processes Fundamentals and Applications*. *International Review of Chemical Engineering*, 102-120.
- Marias, F., Vielcazals, S., Cezac, P., Mercadier, J., Cansell, F. (2007). *Theoretical study of the expansion of supercritical water in a capillary device at the output of a hydrothermal oxidation process*. *J. Supercrit. Fluids* 40, 208-217.
- Markis, F., Baudez, J.C., Parthasarathy, Slatter, P., Eshtiaghi, N., (2014). *Rheological characterisation of primary and secondary sludge: impact of solids concentration*. *Chemical Engineering Journal*. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.085>
- Marrone, P.A., Hong, G.T. (2009). *Corrosion control methods in supercritical water oxidation and gasification processes*. *J. Supercrit. Fluid.* 51 (2), 83-103.
- Matthews, P. & Lindner, K. (1996). *A Global Atlas of Wastewater Sludge and Biosolids Use and Disposal*. London. P. Scientific and Technical Report n°4. International Association on Water Quality.
- Matthews, P., Lindner, K. (1996). *A Global Atlas of Wastewater Sludge and Biosolids Use and Disposal. European Union*. London P. Scientific and Technical Report n°4. International Association on Water Quality.
- Maya, C., Campos Montiel, R.G. & Jiménez, C. *Eliminación de huevos de helminto por post-estabilización Alcalina de lodos obtenidos por Tratamiento Primario Avanzado*. Grupo Tratamiento y Reúso. Coordinación de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Merchant, K.P. (1992). *Studies in Heterogeneous Reactions, Ph. D. Thesis*. University of Bombay, Mumbai, India.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse*. Nueva York. (3ª Edición). McGraw-Hill Inc.
- Moeller, G; Ferat, C; López, R. (2000). *Aplicación del procesamiento térmico y alcalino para la desinfección de lodos residuales primarios, un estudio comparativo*. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Porto Alegre. Brasil.
- Morales, I. (2009). *Aprovechamiento de lodos primarios provenientes del tratamiento de aguas residuales en una industria láctea por medio de la producción de concentrados para animales del sector porcícola y ganadero vacuno. Trabajo de grado Ingeniero Ambiental y Sanitario*. Bogotá D.C: Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería Ambiental.
- Munter, R. (2001). *Advanced oxidation processes-current status and prospects*. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Chemistry, 50(2), 59-80. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/284125548_Advanced_oxidation_processes-current_status_and_prospects
- Muñoz Cruz, A. (2008). *Caracterización y tratamiento de aguas residuales*. Pachuca de Soto: Univerisdad Autónoma del Estado de Hidalgo. Obtenido de <http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/Caracterizacion%20y%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales.pdf?sequence=1>
- Muñoz Cruz, A. (2008). *Caracterización y tratamiento de aguas residuales. Pachuca de Soto*. Univerisdad Autónoma del Estado de Hidalgo. Obtenido de <http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/Caracterizacion%20y%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales.pdf?sequence=1>
- O'Regan, J., Preston, S., Dunne, A. (2008). *Supercritical water oxidation of sewage sludge- An update*. 13th European Biosolids & Organic Resources Conference and Work shop.
- OEFA. (2004). *Fiscalización ambiental en aguas residuales*. Fiscalización ambiental para el cambio.

- Oller, I., Malato, S., & Sánchez, J. (2011). *Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review*. *Science of The Total Environment*, 409(20), 4141-4166. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>
- OMS. (2013,1997). *Water pollution control: A guide to the use of water quality management principles*. E & FN Spon. Obtenido de https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watpolcontrol.pdf
- Oropeza, N. (2006) *Lodos residuales: estabilización y manejo*. Chetumal, Quintana Roo. vol. 1. 2006. p. 51-58. Disponible en: http://dci.uqroo.mx/RevistaCaos/2006_Vol_1/Num_1/NO_Vol_I_21-30_2006.pdf
- Oshima, Y. (2001). *Decomposition of hardly decomposable substances by supercritical water oxidation process using solid catalyst and its reaction engineering analysis*. *Chorinkai Saishin Gijutsu* 5, 44-48.
- Portela Miguelez, J.R., Sanchez-Oneto, J., Nebot Sanz, E., Martinez de la Ossa, E.J. (2005). *System and method for the hydrothermal oxidation of water-insoluble organic residues*. Patent No. US20090266772 (EP1834928B1).
- Queiroz, J.P.S., Bermejo, M.D., Mato, F., Cocero, M.J. (2015). *Supercritical water oxidation with hydrothermal flame as internal heat source: Efficient and clean energy production from waste*. *J. Supercrit. Fluids* 96, 103-113.
- Rivas, F.J., Gimeno, O., Portela, J.R., Martinez de la Ossa, E.J., Beltran, F.J. (2001). *Supercritical water oxidation of olive mill wastewater*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 40, 3670_3674.
- Rodríguez Fernández-Alba, A., Letón Garcí, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S., & Sanz García, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Informe de vigilancia tecnológica VT2. Madrid: Fundación para el conocimiento Madrid. Obtenido de https://www.madrimasd.org/uploads/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf
- Romero Rojas, J. (2000). *Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño* (Vol. 3). Bogota: Escuela Colombiana de Ingeniería.

- Romero, J.A. (1999). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño*. 1ª edición, Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá.
- Rubiano, C., Laguna, W., Zapata, C., & Marin, J. (2005). *Estudio sobre las posibilidades de aplicación de la fotocatalisis heterogénea a los procesos de remoción de fenoles en medio acuoso*. *Gestión y Ambiente*, 8(1), 105-121. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169421171002>
- Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Nebot, E., Martinez de la Ossa, E.J. (2006). *Kinetics and mechanism of wet air oxidation of butyric acid*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 45 (12), 4117_4122.
- Sans Fonfría, R., & Ribas, J. d. (1989). *Ingeniería Ambiental: Contaminación y tratamientos*. Barcelona: Marcombo.
- Sobrados, L. (2013). *Producción y características de los fangos*. C.E.H.- CEDEX; Ministerio de Fomento, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Spinosa, L., Vesilind, P. A., (2001). *Sludge into biosolids*. UK: IWA Publishing, 6-125.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Nielsen, S., Arias, C., Brix, H., García, J. (2012). *Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse*. *Ecological Engineering* 40, 210–216
- Vadillo, V., Garcia-Jarana, M.B., Sanchez-Oneto, J., Portela Miguelez, J.R., Martinez de la Ossa, E.J. (2011). *Supercritical water oxidation of flammable industrial wastewaters: Economic perspectives of an industrial plant*. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 86, 1049.
- Vadillo, V., Garcia-Jarana, M.B., Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Martinez de la Ossa, E.J. (2012). *New feed system for water-insoluble organic and/or highly concentrated wastewater in the supercritical water oxidation process*. *J. Supercrit. Fluid* 72, 263-269.
- Vadillo, V., Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Martinez de la Ossa, E.J. (2013). *Problems in supercritical water oxidation process and proposed solutions*. *Ind. Eng. Chem. Res.* 52, 7617-7629.
- Vargas, M., & Palacios, J. (2017). *Propuesta de clasificación de los procesos de oxidación avanzada (poa)*. *REVISTA AMBIENTAL AGUA, AIRE Y SUELO*, 1, 1-21. Obtenido de http://revistas.unipamplona.edu.co/ojs_viceinves/index.php/RA/article/view/3274
- Vega, M., Bontoux, L., Papameletiou, D., (2005). *Tratamiento de las aguas residuales urbanas en Europa: el problema de los lodos*. *DYNA* 45-49.

Viracucha, S. (2012). *Tratamiento biológico de aguas residuales generadas en un ingenio azucarero – con la tecnología de lodos activados (Tesis)*. Quito: UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR. Obtenido de <http://www.dspace.uce.edu.ec:8080/bitstream/25000/864/1/T-UCE-0017-18.pdf>