

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Panorámica ambiental de la actividad pesquera mundial

En la actualidad se tiene una actividad importante en el procesamiento de productos marinos, se estima que la producción total de la pesca mundial alcanzó un nuevo máximo de 143,6 millones de toneladas en 2006 (92 millones de toneladas de la pesca de captura, 51.7 millones de la acuicultura). De este total, 110,4 millones de toneladas fueron empleadas para consumo humano, mientras que las restantes fueron destinadas a usos no alimentarios (alimentación de ganado, harina de pescado para la acuicultura) (www.fao.org). Sin embargo, aun con estas cantidades producidas de productos marinos, diversos estudios revelan que el 96% de los países, incumplieron el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Es bastante común el deterioro de la salud de los ecosistemas acuáticos de las zonas costeras. El costo de la explotación de la zona costera es muy inferior a su valor para la economía, y como resultado de ello esta zona es objeto de una explotación excesiva o de una carga excesiva de desechos. Como los ecosistemas costeros son medios esenciales para la reproducción y crecimiento de un gran número de especies marinas, el impacto de la degradación sobre el volumen de los recursos marinos es directo y negativo (www.nature.com).

2.2. La actividad pesquera en México

México se encuentra en una situación geográfica privilegiada que le permite el acceso a una enorme diversidad de recursos marinos en el Océano Pacífico, el Golfo de México y el Mar Caribe. Sus litorales bordean poco más de 11,000 km, posee un mar territorial de 232,000 km² y su zona económica exclusiva cubre aproximadamente 3 millones de km². En estas zonas se encuentran diversos ecosistemas: manglares, estuarios, lagunas costeras, arrecifes de coral y praderas de pastos marinos, entre otros, en los cuales coexisten múltiples especies que se explotan como alimento y materia prima para una variada gama de productos para consumo humano y uso de la población. Estos recursos

biológicos están representados por 350 especies de peces, 56 de moluscos, 42 de crustáceos, 12 de equinodermos y 4 de plantas (SEMARNAT, 2005).

Al establecerse en 1976 el régimen de 200 millas náuticas de "zona económica exclusiva" (Figura 1), quedan bajo jurisdicción nacional 2 946 885 km² de región marina nacional.

México es uno de los veinte principales productores en el mundo, con un equivalente al 1.5 por ciento del total anual de la captura mundial. Sin embargo, esto ha traído consigo el deterioro de las poblaciones silvestres de muchas especies, tanto en México como en el resto del mundo (SEMARNAT, 2005).

En lo que respecta a la producción de crustáceos, México ocupa el séptimo lugar a nivel mundial, siendo el estado de Sonora el principal productor a nivel nacional. Durante el 2009 se tuvo una producción de camarón (*Penaeus sp.*) de más de 81 mil toneladas (www.cosaes.com), y de jaiba de 2,209 Ton (*Callinectes bellicosus*, *Callinectes arcuatus* y *Callinectes toxotes*) de lo cual, del 30 al 35% del peso total del camarón y del 70 a 75% del peso total de la jaiba, es considerado como desecho (www.sagarpa.com.mx).

En México, aproximadamente del 5-10% del desecho de camarón se destina para la elaboración de harinas para consumo animal, mientras que el resto se tira en altamar o bien en las zonas aledañas a las áreas de cultivo. En cuanto al desecho de jaiba, este se tira casi en su totalidad, sin representar ningún aprovechamiento, con el consecuente deterioro ambiental (Plascencia, 2000).

Considerando las cantidades de crustáceos producidas en el Estado, es necesario buscar alternativas para el manejo y tratamiento de los productos de desechos. En la actualidad se cuentan con metodologías que brindan un tratamiento a estos residuos con la obtención de productos de alto valor agregado. Estos desechos son las principales fuentes comerciales de quitina y sus derivados, sus posibles aplicaciones generarían un beneficio tanto económico como ambiental al Estado de Sonora.

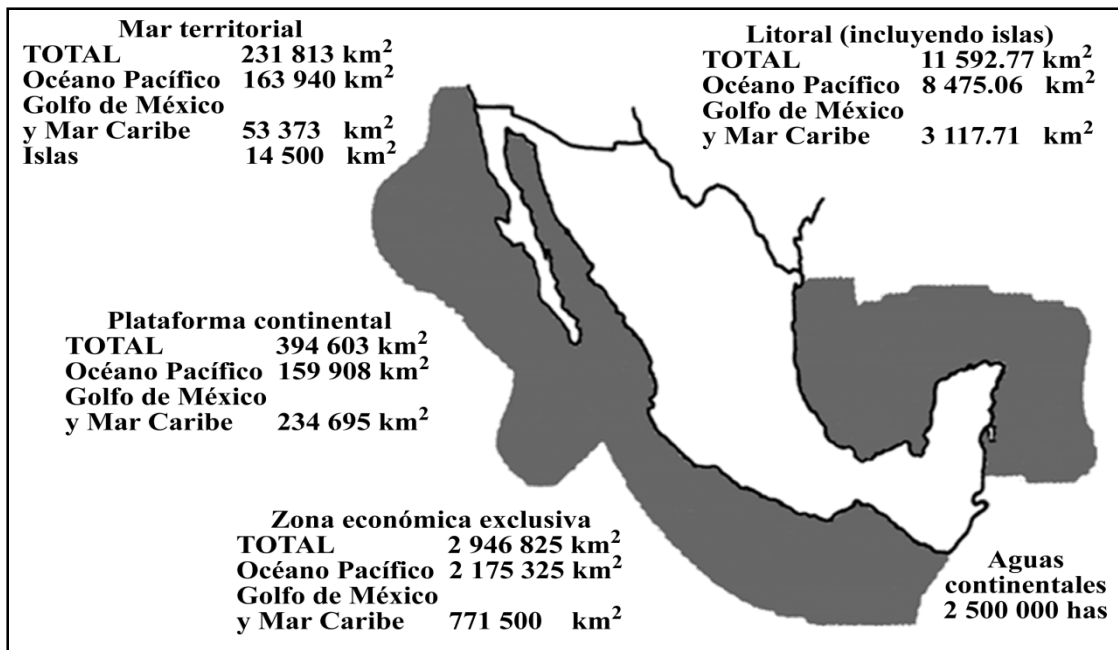


Figura 1. Zona económica de actividad pesquera (SAGARPA-INAPESCA, 2005).

2.3. Productos de importancia del aprovechamiento de desechos de crustáceos y sus aplicaciones.

La quitina (Figura 2) es producida en enormes cantidades en la biósfera, constituyendo el segundo biopolímero de mayor abundancia después de la celulosa, con una tasa de regeneración aproximadamente dos veces mayor a la de la celulosa (Gooday, 1990). Se encuentra en la naturaleza en forma de microfibras cristalinas como componente estructural del exoesqueleto de artrópodos, crustáceos y en la pared celular de algunos hongos y levaduras (Rinaudo, 2006). Las características fisicoquímicas de la quitina y sus derivados difieren según la especie del crustáceo del cual se extrae y el método de preparación. Es por ello que las condiciones de operación del proceso y las características quitina/quitosano deben ser monitoreadas constantemente para tener un producto con propiedades de calidad (No y Meyer, 1997).

El quitosano es el derivado más importante de la quitina, el cual es obtenido por una desacetilación parcial en estado sólido bajo condiciones alcalinas o bien por hidrólisis enzimática. Debido a la morfología semicristalina de la quitina, los quitosanos obtenidos tienen una distribución heterogénea de los grupos acetilo a lo largo de la cadena (Rinaudo, 2006).

La quitina y el quitosano son biodegradables y biocompatibles con animales y humanos, es por esto que en años recientes se ha enfatizado en el estudio de los posibles usos que puedan tener (Felse y Panda, 1999). En la Tabla 1, se muestran las propiedades y aplicaciones de la quitina y sus derivados.

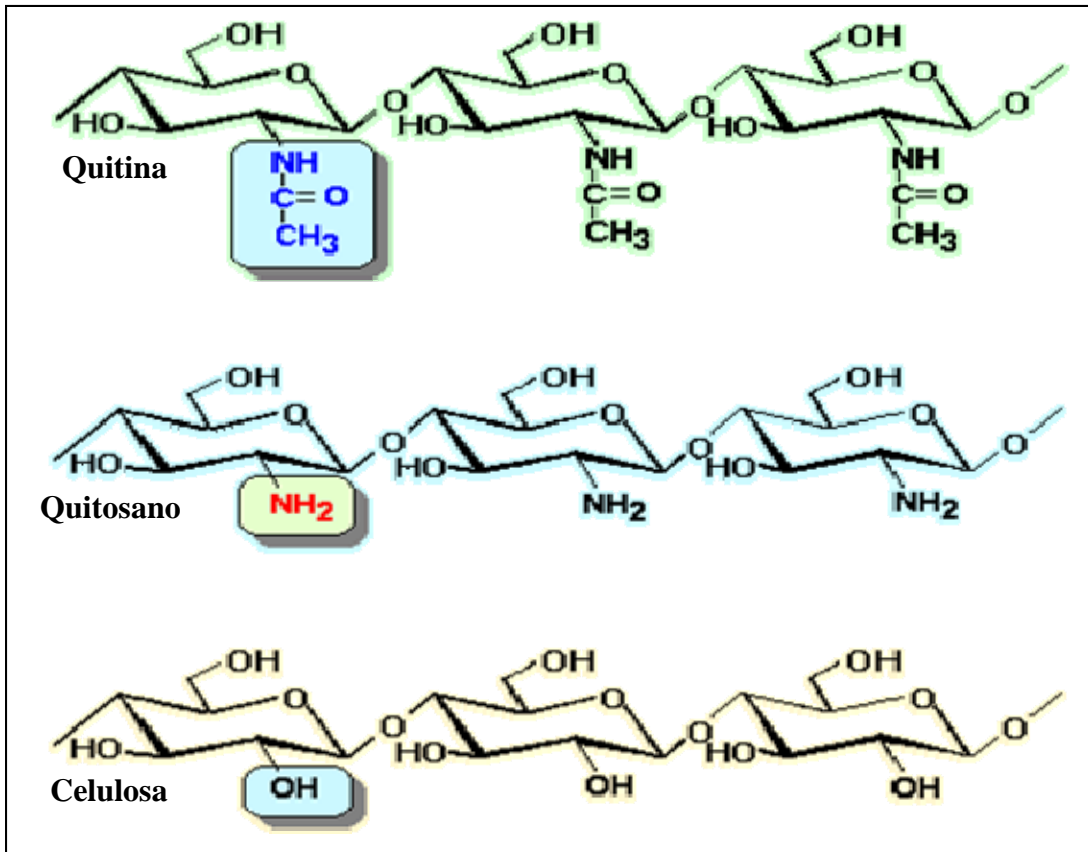


Figura 2. Estructura molecular de la quitina y quitosano (Plascencia-Jatomea, 2000).

Tabla 1. Propiedades y aplicaciones de la quitina y sus derivados.

<i>Propiedades</i>	<i>Aplicaciones</i>
<i>Catiónicas</i>	
Poliectrolito linear con alta carga	Tratamiento de aguas residuales
Quelante de iones metálicos tóxicos	Excelente floculante
<i>Químicas</i>	
Alto peso molecular	Alta viscosidad, forma películas
Grupos amino e hidroxilo reactivos	Modificación química para usos específicos
<i>Biológicas</i>	
Biocompatible, biodegradable	No tóxico, empaques
Bioactivo	Antimicrobiano, anticancerígeno, inmunopotenciador
<i>Farmacéuticas</i>	
Compatible, biodegradable	Cicatrización, lentes de contacto
<i>Cosméticas</i>	
Retiene humedad, excelentes propiedades texturales	Plásticos protectores, cremas, cosméticos
<i>Alimenticias y agrícolas</i>	
Atrae aniones (ácidos grasos libres)	Agente hipocolesterolémico, anticarcinógeno, antiúlceras
Fungistático	Agente conservador de diversos productos alimenticios.
<i>Bioteconológicas</i>	
Atrapamiento y adsorción	Matriz de inmovilización, vendas y gel de quitosano

Fuente: Rudrapatnam y col. 2003

2.4. Tecnologías de aprovechamiento de desechos de crustáceos

Tradicionalmente, gran parte de los desechos de crustáceos son utilizados en la producción de compuestos de bajo valor comercial como fertilizantes, ensilados de pescado, alimentos para animales, etc. Sin embargo, estos desechos pueden servir como materia prima de bajo costo para la obtención de productos de alto valor agregado y con propiedades bioactivas, tales como pigmentos, enzimas, lípidos, quitina, quitosano y proteínas, entre otros (Hayes y col. 2008).

Para la obtención de productos quitinosos se cuenta con metodologías químicas y biológicas, siendo la primera la más aplicada a nivel industrial. El método químico consiste básicamente en tres pasos: extracción de carbonato y fosfato de calcio (desmineralización), extracción de proteína (desproteínización) y remoción de pigmentos (decoloración); el orden de los primeros dos pasos pueden ser intercambiado dependiendo de la fuente y del uso destinado para la quitina (No y Meyers, 1997).

La conversión de quitina a quitosano se obtiene con un tratamiento alcalino utilizando una solución concentrada de hidróxido de sodio o potasio a altas temperaturas, con el fin de remover los grupos acetilo de la cadena del polímero. Algunos factores que afectan la producción de quitosano son: 1) Temperatura, 2) Tiempo de desacetilación, 3) Concentración del álcali, 4) Atmósfera, 5) Relación quitina/álcali y 6) Tamaño de partícula (No y Meyers, 1997). En la Figura 3 se muestra la representación esquemática de obtención de quitina y quitosano.

Durante el aprovechamiento de los residuos de crustáceos por métodos químicos se generan importantes cantidades de efluentes ácidos y básicos, con altas concentraciones de materia orgánica carbonada y nitrogenada, así como minerales. Sin embargo, no se cuenta con información del volumen y las características de los efluentes producidos.

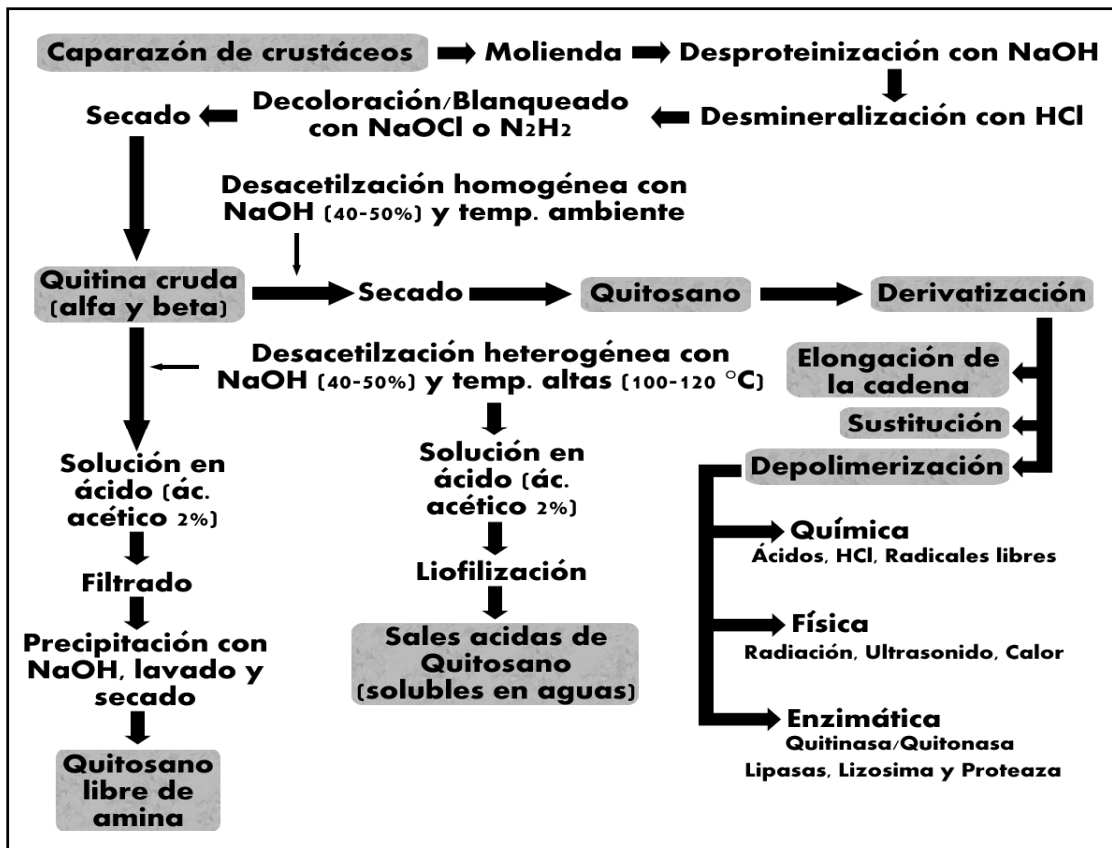


Figura 3. Proceso de obtención de quitina y quitosano (Hayes y col. 2008).

2.5. Metodologías biológicas de tratamiento de aguas residuales

El tratamiento biológico es un método ampliamente utilizado para la remoción parcial o completa de sustancias biodegradables contenidas en las aguas residuales. Puede ser del tipo anaeróbico y aeróbico o una combinación de ambos. El tratamiento anaerobio se recomienda para efluentes con concentraciones superiores a $3 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ de materia orgánica con la ventaja de una baja producción de biomasa, y la producción de metano. Mientras que el tratamiento aeróbico requiere de oxígeno el cual es proporcional a la concentración del efluente (Cheremisinoff, 1996).

Para la selección de un método de tratamiento de aguas residuales se deben tomar en cuenta principalmente las características de los efluentes como son tipo y concentración de contaminantes, caudal, variación de caudal, condiciones climáticas, etc. En la Tabla 2 se presentan algunos métodos de tratamiento según el contaminante. Esta información permite el diseño de la estrategia de manejo de efluentes que puede involucrar una reducción en la carga de contaminantes, reutilización de los desechos ó escoger la mejor alternativa para tratar el efluente.

Dependiendo de las características del efluente y las regulaciones medioambientales se pueden considerar tres fases de tratamiento. El tratamiento primario involucra la separación del material insoluble y los sólidos suspendidos, neutralización y estabilización de la temperatura a través de métodos físicos o químicos o una combinación de ambos. La segunda fase, o el tratamiento secundario, involucran los métodos más complejos y normalmente requiere de tratamiento biológico para la remoción de la materia orgánica. El tratamiento terciario remueve compuestos selectivamente para obtener un efluente relativamente limpio (River y col. 1998).

Tabla 2. Tratamiento de efluentes según el contaminante en el agua residual.

Constituyente	Sistema de tratamiento
Sólidos suspendidos	Tamizado y dilaceración Sedimentación Filtración Flotación
Compuestos orgánicos biodegradables	Proceso de lodos activados Lagunas Sistemas físico-químicos Procesos naturales
Compuestos orgánicos volátiles	Arrastre por aire Tratamiento de gases Adsorción con carbón activado
Patógenos	Cloración Ozonación Radiación UV
Nitrógeno	Nitrificación/Desnitrificación Arrastre de amoníaco Intercambio iónico Cloración al punto de quiebre
Fósforo	Adición de sales metálicas Remoción biológica de fósforo Remoción bioquímica de fósforo Coagulación con cal/sedimentación
Materia orgánica refractaria	Adsorción en carbón Ozonación terciaria
Metales pesados	Precipitación química Intercambio iónico

Fuente: *Crites y Tchobanoglous, 2000*

2.6. Eliminación del nitrógeno de las aguas residuales

La contaminación de las aguas por nitrógeno es un tema que ha tomado suma importancia debido a la toxicidad que presenta a los organismos acuáticos, así como problemas de eutroficación de ríos y lagos (Laws, 1993). El nitrógeno se puede encontrar en numerosos estados de oxidación donde la interconversión de estos estados es predominantemente biológica. Es por ello que se han desarrollado e implementado metodologías para el control de los niveles de nitrógeno (Mulder y col. 1995).

La remoción de nitrógeno puede ser llevada a cabo por métodos fisicoquímicos o biológicos, siendo este último el más utilizado ya que es efectivo y de bajo costo (Cervantes y col. 2001; Khin y Annachhatre, 2004; Young-Ho, 2006).

2.6.1. Métodos fisicoquímicos para la eliminación de nitrógeno

Los principales métodos usados para la eliminación de nitrógeno en aguas residuales son el arrastre con aire, el rompimiento por cloración y el intercambio selectivo de iones (Weston, 1984). Sin embargo, su uso es limitado por sus altos costos, además de no eliminar el contaminante, solo lo trasladan de un lugar a otro.

2.6.2. Ciclo del nitrógeno

El ciclo de este elemento (Figura 4) empieza con el proceso de fijación de nitrógeno molecular y es regresado a la atmósfera mediante el proceso de la desnitrificación.

El nitrógeno molecular no puede ser utilizado directamente por los organismos ya que necesitan formas combinadas (NH_4^+ , o NO_3^-) para incorporarlo a su biomasa celular. La capacidad para fijar el N_2 en compuestos orgánicos sólo la tienen algunas bacterias que pueden ser autótrofas o heterótrofas, aerobias o anaerobias y de vida libre o simbiotes, como por ejemplo actinomicetos y cianobacterias. Otros microorganismos involucrados son bacterias aeróbicas de los géneros *Azotobacter* y *Beijerinckia*, facultativas como *Azospirillum* y anaeróbicas estrictas como *Clostridium* (Atlas y Bartha, 2005; Madigan y col. 2005).

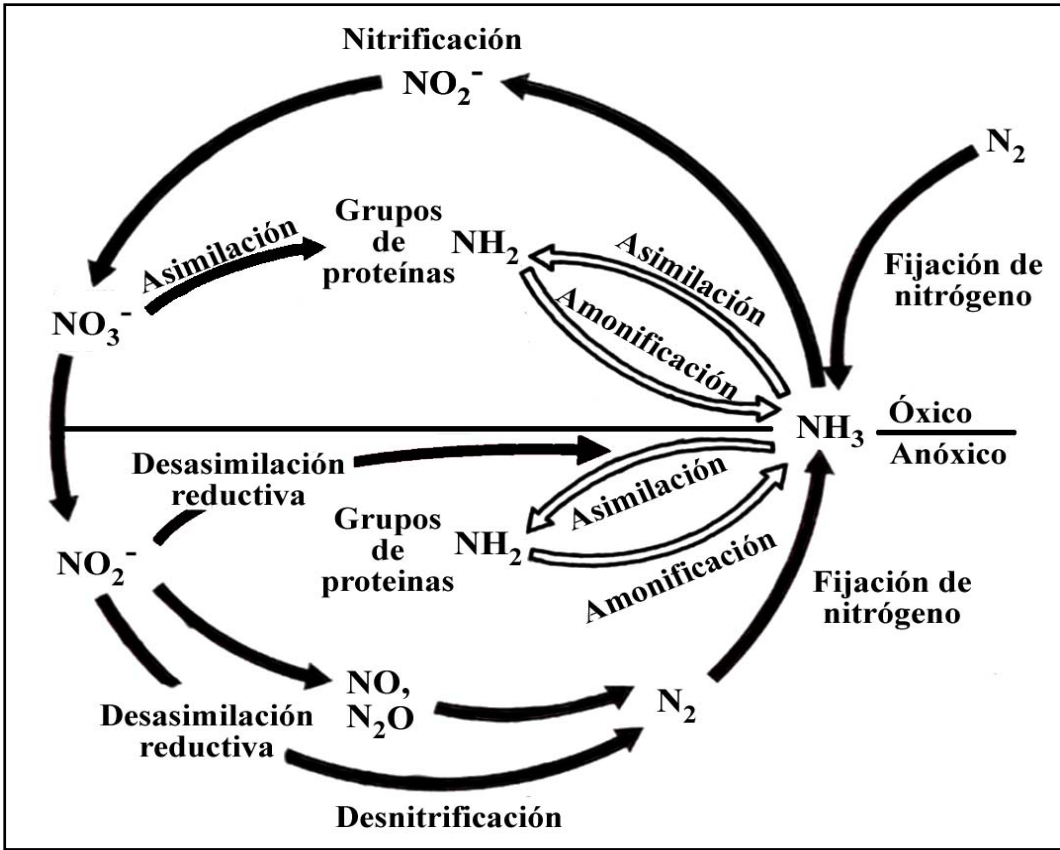


Figura 4. Ciclo del nitrógeno (Madigan y col., 2005).

La fijación de nitrógeno tiene como producto la formación de amonio, compuesto nitrogenado más abundante en las aguas residuales, el cual es incorporado a la materia orgánica en forma de amina. La descomposición de la materia orgánica conduce a la formación de amonio por el proceso de amonificación. El amonio, a su vez, puede retornar a formas orgánicas o puede ser oxidado por microorganismos aerobios para formar nitrato (nitrificación). El nitrato puede ser asimilado por los microorganismos o ser reducido mediante dos formas desasimilativas; de nitrato a amonio y la reducción de nitrato hasta nitrógeno molecular por bacterias desnitrificantes, cerrando así el ciclo (Prescott y col. 1999; Warakomski y col. 2001; Madigan y col. 2005).

2.6.3. Métodos biológicos para la eliminación de nitrógeno de aguas residuales

El método biológico más utilizado para la remoción de nitrógeno es la nitrificación-desnitrificación (Zhang y col. 2007), el cual se realiza mediante dos etapas: una aerobia (nitrificación) en la que el amonio se oxida hasta nitrato y bajo condiciones anaerobias (desnitrificación), se lleva a cabo la reducción del nitrato hasta N_2 (Kalyuzhnyi y col. 2006). Sin embargo, en la actualidad muchas investigaciones hacen referencia a diversas tecnologías biológicas novedosas para eliminar compuestos nitrogenados, los cuales utilizan las diversas vías del ciclo del nitrógeno para acortarlo, haciendo los procesos de tratamiento más eficaces y económicos desde el punto de costos de operación por requerimientos energéticos. Algunas de estas tecnologías son: la oxidación del nitrógeno en condiciones anaerobias (ANAMMOX), la cual consiste en la degradación de NH_4^+ usando al nitrito como aceptor de electrones, presentando una reducción en la demanda de oxígeno y fuente de carbono del 50% y 100%, respectivamente (Fux y col. 2002; Dalsgaard y col. 2005). La desnitrificación-oxidación de amonio (DEAMOX), el cual no requiere de la producción separada de nitrito, además de combinar reacciones ANAMMOX y condiciones de desnitrificación autotrófica usando sulfato como donador de electrones para la generación de nitrito a partir del nitrato (Kalyuzhnyi y col. 2006). La remoción de amonio en reactores simples productores de nitrito (SHARON), donde se desarrolla la nitrificación autotrófica y la desnitrificación heterotrófica mediante aireación intermitente, y la remoción autotrófica completa de amonio a nitrito

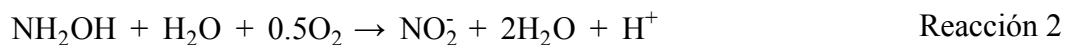
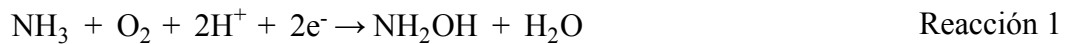
(CANON), la cual involucra la combinación de reacciones de nitrificación parcial y ANAMMOX. En el proceso CANON, las bacterias nitrificantes oxidan el amonio a nitrito con el subsecuente consumo de oxígeno, creando así condiciones anoxicas permitiendo el proceso ANAMMOX (Young-Ho, 2006).

Es por esto que el ciclo del nitrógeno se ha reclasificado recientemente de acuerdo al potencial de la ruta metabólica, como se muestra en la Figura 5 (Young-Ho, 2006).

2.6.4 Nitrificación

La nitrificación es un proceso aerobio llevado a cabo por microorganismos autotróficos en dos etapas: 1) oxidación de amonio a nitrito y 2) oxidación de nitrito a nitrato, estos procesos se describen en las Reacciones 1, 2 y 3 (Poughon y col. 2001). En cada etapa participan microorganismos de géneros diferentes (Cervantes y col. 2000; De Lucas y col. 2005).

Primera etapa:



Segunda etapa:



Las bacterias nitrificantes usan el amonio o el nitrito como fuente de energía y oxígeno molecular como aceptor de electrones, cuando el dióxido de carbono es utilizado como fuente de carbono. La oxidación de amonio es atribuida a *Nitrosomona*, sin embargo, *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrosovibrio* y *Nitrosolobus* también son capaces de oxidar el amonio a nitrito. La oxidación de nitrito puede ser lograda por diversos géneros de bacterias como *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* y *Nitrocystis*, siendo las bacterias del género *Nitrobacter* las más conocidas, estando relacionadas estrechamente en la subdivisión α de las *Proteobacterias* (Pérez y Juárez, 1997; Van Loosdrecht y Jetten, 1998; Young-Ho, 2006).

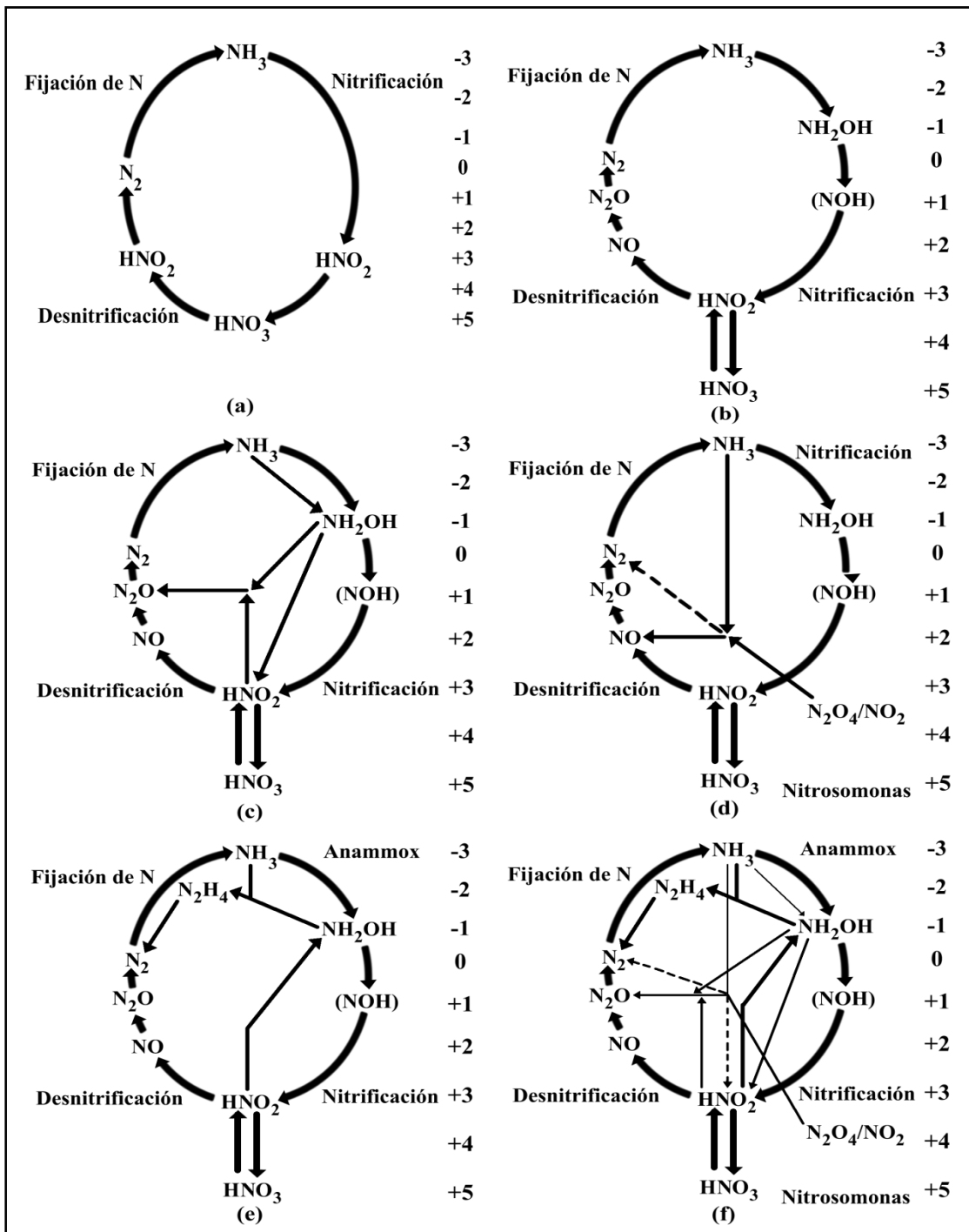


Figura 5. Ciclo del nitrógeno reestructurado (Young-Ho, 2006).

a) Ciclo clásico, b) Proceso Sharon, c) Desnitrificación aeróbica ó Deamonificación aeróbica, d) Desnitrificación, e) Anammox y f) Ciclo general.

Cada una de estas etapas es catalizada por distintas enzimas, siendo reguladas por la presencia de oxígeno. Otros factores que también influyen en el desarrollo de la nitrificación, son: temperatura, pH, concentración de amonio y nitrito, y materia orgánica (Sharma y Ahlert, 1977; Hagopian y Riley, 1998). Estas etapas, así como las enzimas que intervienen en cada una de ellas son presentadas en la Figura 6.

La concentración de oxígeno disuelto (OD) es un parámetro de suma importancia para el proceso nitrificante ya que es considerado como un co-sustrato que regula las velocidades de crecimiento de las bacterias nitrificantes, afectando así de manera directa las velocidades de oxidación de amonio y nitrito (Sorensen y Jorgensen, 1993; Jianglong y Ning, 2003). Al respecto, Ruiza y col. (2003) estudiaron el comportamiento de la nitrificación variando la concentración de oxígeno disuelto. Los resultados mostraron que concentraciones de 5.7-2.7 mgOD·L⁻¹ no presentan perturbación alguna en la nitrificación, sin embargo en concentraciones menores a 0.5 mgOD·L⁻¹ el consumo de amonio decreció de manera significativa.

La presencia de materia orgánica tiene un efecto inhibitorio, ya que permite el rápido crecimiento de bacterias heterotróficas las cuales compiten con las bacterias nitrificantes por el oxígeno. Se ha reportado que las bacterias heterotróficas tienen una velocidad de crecimiento y rendimientos, cinco y de dos a tres veces mayor que las bacterias autotróficas nitrificantes respectivamente (Ling y Chen, 2005).

En el caso de la temperatura, Sorensen y Jergensen (1993) mencionan que la temperatura óptima para el crecimiento de las bacterias nitrificantes es de 28-36°C. Al respecto Dong-Jin y col. (2006), citan que la nitrificación es limitada en temperaturas menores a 10°C. Por otra parte, a altas temperatura la nitrificación es inhibida debido al incremento de amoniaco. Sin embargo estudios recientes demuestran que la temperatura no tiene un impacto significativo en la remoción de amonio. Odegaard y Rusten (1993), analizaron la dependencia de la nitrificación bajo condiciones limitantes de oxígeno y no encontraron incremento significativo en las velocidades de remoción a diferentes temperaturas.

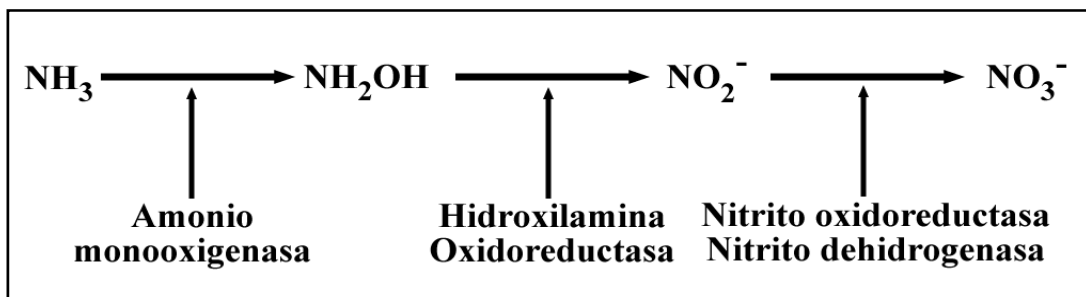


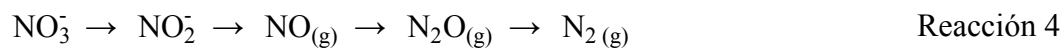
Figura 6. Etapas de la nitrificación y enzimas involucradas (Martínez-Hernández, 2003).

Zhu y Chen (2002), encontraron que la dependencia de la velocidad de reacción a la temperatura fue baja a la esperada en un biofiltro nitrificante. Popel y Fischer (1998), observaron que el efecto de la temperatura en la nitrificación en un proceso de lodos activados fue baja en comparación a la mencionada en la literatura, ya que otros factores como la configuración del reactor, tiempo de retención hidráulica y la concentración del efluente reducen la influencia de la temperatura.

El control del pH tiene un efecto significativo en el equilibrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, pH alcalino desplaza el equilibrio a amoníaco, inhibiendo a las bacterias oxidadoras de nitrito en concentraciones de $0.1-10 \text{ mgNH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, sin embargo las bacterias pueden soportar concentraciones de hasta $22 \text{ mgNH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ después de una aclimatación. Una concentración de $10-150 \text{ mgNH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ puede ocasionar la inhibición de la oxidación de amonio (Ciudad y col. 2007; Jung-Hoon y col. 2008).

2.6.5 Desnitrificación

La desnitrificación es un proceso anóxico secuencial realizado por diversos microorganismos heterotróficos facultativos (Tabla 3): primero se reduce el nitrato a nitrito, posteriormente el nitrito se transforma a óxido nítrico, éste se reduce a óxido nitroso y por último el óxido nitroso se reduce a nitrógeno molecular, cerrando así el ciclo del nitrógeno. En la Reacción 4 se muestran los intermediarios de la desnitrificación (Van Loosdrecht y Jetten, 1998; Cervantes y col. 2000; De Lucas A. y col. 2005).



La desnitrificación puede ser llevada a cabo por una gran variedad de bacterias, entre algunos de los géneros que incluyen este tipo de microorganismos están: *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Thiobacillus* y *Bacillus*, entre otros. Estas bacterias son bioquímica y taxonómicamente muy diversas (Sorensen y Jorgensen, 1993).

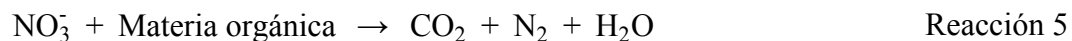
Tabla 3. Microorganismos desnitrificantes.

Familia	Género	Características
Alcaligenaceae	<i>Achromobacter</i>	Bacilos, gramnegativos
Rhizobiaceae	<i>Agrobacterium</i>	Bacilos, gramnegativos
Alcaligenaceae	<i>Alcaligenes</i>	Bacilos, gramnegativos
Bacillaceae	<i>Bacillus</i>	Bacilos, gramnegativos
Neisseriaceae	<i>Chromobacterium</i>	Bacilos, gramnegativos
Neisseriaceae	<i>Neisseria</i>	Cocos, gramnegativos
Rhodobacteriaceae	<i>Paracoccus</i>	Cocos, gramnegativos
Propionibacteriaceae	<i>Propionibacterium</i>	Bacilos, gramnegativos
Pseudomonadaceae	<i>Pseudomonas</i>	Bacilos, gramnegativos
Bradyrhizobiaceae	<i>Rhodopseudomonas</i>	Bacilos, gramnegativos
Rhizobiaceae	<i>Rhizobium</i>	Bacilos, gramnegativos
Hydrogenophilaceae	<i>Thiobacillus</i>	Bacilos, gramnegativos

Fuente: *Payne, 1981*

La reducción de nitrato a nitrógeno molecular requiere de la presencia de una fuente de electrones. Algunas especies son fotosintéticas, como es el caso de *Rhodospseudomonas sphaeroides*, otras como *Thiobacillus desnitificans* puede utilizar hidrógeno o compuestos reducidos de azufre como fuente de energía (litótrofos) y muchas otras pueden utilizar diversas fuentes orgánicas (organótrofos o heterótrofos). Entre las fuentes orgánicas que pueden consumir, se encuentra el glicerol, glucosa, ácidos grasos volátiles, etanol, alcohol polivinílico, e incluso compuestos difíciles de oxidar como los derivados del petróleo (Martínez-Hernández, 2003).

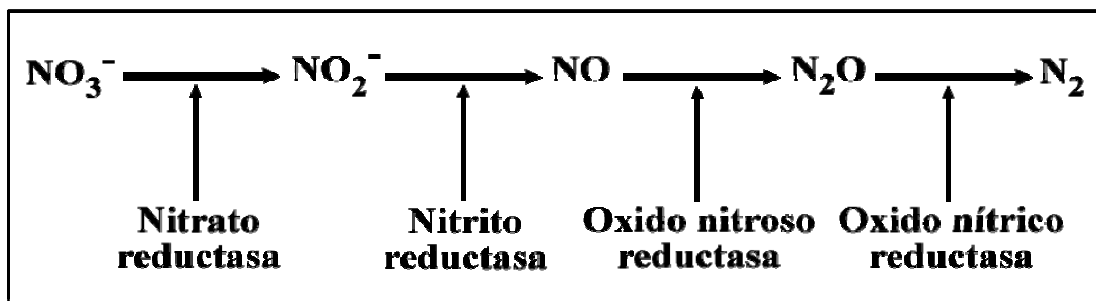
La reacción de la desnitrificación heterotrófica (Reacción 5) se presenta a continuación (Reyes, 2000).



Este proceso presenta una importante ventaja ya que permite transformar compuestos carbonados y nitrogenados de forma simultánea a compuestos inocuos como CO_2 y N_2 .

La respiración con nitrato es un proceso complejo realizado por una serie de enzimas que se encargan de catalizar cada una de las reacciones (Zumft, 1997). Los mecanismos de acción son fuertemente regulados por la presencia de oxígeno y la concentración de sustrato. Estas etapas, así como las enzimas que intervienen en cada una de ellas, son esquematizadas en la Figura 7. Otros factores ambientales que también influyen en el desarrollo de un proceso desnitrificante eficaz, son: la relación C/N, la fuente de energía, el pH y la temperatura.

La relación C/N es un parámetro estequiométrico de suma importancia en la desnitrificación, se ha encontrado que esta puede orientar hacia un proceso desasimilativo desnitrificante, además de estar involucrado en la acumulación de intermediarios, o bien producir una ruta de desasimilación reductiva de nitrato a amonio (DNR_A). Al respecto Cuervo-López (2003), distingue tres niveles: 1) C/N menor a la estequiométrica, causa desnitrificación incompleta, 2) C/N estequiométrica, desnitrificación completa y 3) C/N mayor a la estequiométrica, desnitrificación completa y materia orgánica residual.



203).

En lo que respecta a la fuente de carbono, esta tiene un efecto directo en las velocidades de desnitrificación, rendimientos, crecimiento de biomasa y la composición de la microflora. Lee y Welander (1996), encontraron que usando metanol y acetato se obtienen rendimientos desnitrificantes altos, bajo crecimiento de biomasa en comparación con el jarabe crudo el almidón hidrolizado. Por otro lado, usando acetato se obtuvieron mayores velocidades de crecimiento y desnitrificación que usando metanol.

Los organismos desnitrificantes pueden soportar pH de entre 6-9, siendo el pH de 7-8 reportado como óptimo. El pH se aumenta como resultado de la producción de iones OH⁻ durante la desnitrificación (Dincer y Kargi, 2000).

Respecto a la temperatura, se han observado las velocidades de desnitrificación muy bajas y constantes a 5°C, mientras que a 20°C las velocidades son constantes y mayores, las temperaturas recomendables para mantener velocidades desnitrificantes adecuadas, oscilan entre 20 y 35°C (Cuervo-López, 2003).

2.7 Antecedentes del tratamiento de efluentes de la industria procesadora de productos marinos.

Se han realizado diversas investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales de la industria procesadora de productos marinos, sin embargo estos estudios son aun limitados, siendo los procesos para la remoción de materia orgánica los más utilizados. Se cuenta con poca información sobre el tratamiento de efluente de productos marinos que permitan la remoción de materia orgánica y nitrogenada. Al respecto Vidal y col. (1997), en un reactor de filtro anaerobio, trataron aguas residuales generadas por procesadoras de pescado con una carga de 14.3 gDQO·L⁻¹·d⁻¹ obteniendo una remoción del sulfato del 80%; sin embargo, no estudiaron la remoción de nitrógeno. Gharsallah y col. (2002), estudiaron el tratamiento biológico de aguas residuales generadas por la industria procesadora de productos marinos en un reactor de biopelícula de cama fija, en donde obtuvieron altas eficiencias de remoción de DQO (87%) y de carbono orgánico total (COT) (99%) con una velocidad carga orgánica de 1 g·L⁻¹·d⁻¹. Boopathy y col. (2007), con efluentes de la industria procesadora de camarón, operaron un reactor SBR (reactor en lote secuencial) en modos óxico y anóxico permitiendo de esta manera

nitrificar y desnitrificar el nitrógeno en un tiempo de 3 días con una reducción de la materia orgánica de 1201 a 32 mg·L⁻¹. Del mismo modo, Fontenot y col. (2007), con el mismo efluente estudiaron el efecto de la relación C/N en un reactor SBR y observaron que la mejor relación es 10/1. Mosquera-Corral y col. (2000), realizaron estudios en un reactor híbrido de flujo ascendente (USBF) en el cual desarrollaron actividades metanogénicas y desnitrificantes tratando efluentes de un digester anaerobio de la industria enlatadora de pescado, obteniendo remociones de nitrógeno y de DQO cercanas al 100 y 80%, respectivamente. La velocidad de carga fue de 1-1.25 gDQO·L⁻¹·d⁻¹ y de nitrógeno de 0.1-0.22 gNO₃⁻·L⁻¹·d⁻¹. La relación C/N se varió de 2 a 3, mediante la adición de glucosa para controlar el proceso desnitrificante.