

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/283086036>

Figueroa et al. Biofiltracion efluentes

Data · October 2015

CITATIONS

0

READS

1,240

5 authors, including:



Felix Lopez Figueroa

University of Malaga

354 PUBLICATIONS 10,491 CITATIONS

SEE PROFILE



Celia Gil Jerez

19 PUBLICATIONS 456 CITATIONS

SEE PROFILE



Rosa Rico

University of Malaga

16 PUBLICATIONS 529 CITATIONS

SEE PROFILE



Miguel A. Morinigo

University of Malaga

151 PUBLICATIONS 5,195 CITATIONS

SEE PROFILE

BIOFILTRACIÓN DE EFLUENTES MEDIANTE ALGAS: VALORIZACIÓN DE LA BIOMASA (ALIMENTOS FUNCIONALES Y BIODIESEL)

Félix L. Figueroa¹, Celia Gil Jerez¹, Rosa M. Rico¹, Miguel Ángel Moriñigo², Juan Luis Gómez-Pinchetti³, Roberto Abdala Díaz¹

¹Departamento de Ecología. Grupo de Fotobiología y Biotecnología de organismos acuáticos. Facultad de Ciencias . Universidad de Málaga, 29071 Málaga

²Departamento de Microbiología. Grupo de Fotobiología y Biotecnología de organismos acuáticos. Facultad de Ciencias . Universidad de Málaga, 29071 Málaga

³ Centro de Biotecnología Marina. Universidad de Las Palmas de G.C., Muelle de Taliarte s/n 35214 Telde

Correo electrónico: Felix_lopez@uma.es

Resumen

La acuicultura piscícola o la ganadería intensiva producen efluentes con altos cometidos en nitrógeno inorgánico y fósforo. Por otro lado, la producción intensiva de biomasa de algas requiere el aporte de nutrientes inorgánicos y CO₂, lo cual representa una fracción importante de los costes de producción. Los nutrientes de desecho de la acuicultura y la ganadería pueden ser una fuente alternativa menos costosa para el crecimiento de microalgas de interés comercial, además de rendir beneficios ambientales a través de la biofiltración y depuración de los efluentes. En el presente trabajo se describe el uso de diferentes especies de macroalgas, principalmente del género *Ulva* (Chlorophyta) y *Gracilaria* (Rhodophyta), para la biofiltración de efluentes de piscifactorías, y su posterior aprovechamiento como alimento funcional y, por otro lado, se presenta la depuración de efluentes de granjas porcinas (purines) mediante la producción de microalgas, *Chlorella sp* (Chlorophyta), y el uso de la biomasa producida como fuente para la producción de biocombustibles.

1. Biofiltración de efluentes de piscifactorías y uso de la biomasa de algas como alimento para peces

La acuicultura de acuerdo a la FAO está creciendo un 10% por año con una producción en el año 2010 que se estimó en unos 47 millones de toneladas de productos

acuícolas, especialmente peces. La acuicultura intensiva está produciendo impactos ambientales sobre las aguas costeras debido al vertido de efluentes con altos contenidos en nitrógeno, fósforo e incluso materia orgánica. Un alto porcentaje del nitrógeno o fósforo suministrado en los piensos no es ingerido por los peces de acuicultura o se excreta en forma de material particulado o disuelto. Así por ejemplo, en el caso del N contenido en los piensos e ingerido por el salmón, se producen excreciones del 51% de lo consumido, 70% en dorada, 90% en lubina, 70% en trucha arcoíris y 77% en tilapia. La excreción de fósforo en el caso de salmón es de 64%, de lubina (60%) , de trucha (70%) y de tilapia (84%). Estos valores son elevados y están relacionados con la baja eficiencia de la ingesta o asimilación en algunos casos. El material disuelto puede ser biofiltrado por macroalgas con una eficiencia relativamente importante. Diferentes especies del género *Ulva* (*Chlorophyta*) han sido empleadas en la depuración de aguas residuales de piscifactorías (Jiménez del Río, 1996; Neori et al., 2004) y urbanas (Schramm et al., 1991). La reducción del impacto negativo de la acuicultura es una de las tareas obligadas para el desarrollo sostenible (Neori et al. 2007). El uso de *Ulva lactuca* como biofiltro, redujo los contenidos de N y P en el agua de rechazo (20-27% del N añadido y 39-47% del P), lo que representa menos de la mitad de los nutrientes vertidos de acuerdo a los resultados obtenidos con la tecnología convencional (Krom et al., 1995). En el Proyecto de Investigación europeo SEAPURA (2001-2004) se investigó sobre el uso de otras especies biofiltradoras buscando aquellas que mostrasen una mayor capacidad depuradora, pero además, que fueran capaces de acumular sustancias de interés para la propia acuicultura como alimento (Valente et al., 2006; Schuenhoff et al., 2006) o para la industria cosmética: fotoprotectores y antioxidantes (Figuerola et al., 2008; de la Coba et al., 2010). Entre las macroalgas usadas para la biofiltración de efluentes de dorada (*Sparus aurata*), destacaron diversas especies del género *Gracilaria* e *Hypnea* (Gómez-Pinchetti et al., 2002; Viera et al., 2005). La eficiencia de biofiltración en *G. cornea* variedad verde y *G. cornea* variedad roja fue de 96,6% y 100% respectivamente (Tabla 1) en algas cultivadas en tanques semicirculares de 750 l de capacidad y en sistemas abiertos (bajo radiación solar). La biofiltración en el caso de *Hypnea spinella* fue también cercana al 100% (Tabla 1). Matos et al. (2006), en el mismo proyecto, también analizaron la capacidad de biofiltración en los efluentes de lubina (*Dicentrarchus labrax*), que se vio afectada por la estación (efecto de la temperatura) alcanzándose valores de eficiencia de biofiltración con cultivos de especies de algas rojas, de 41% con *Palmaria palmata*, 41,3% en *Chondrus crispus* y del 48% en *Gracilaria bursa pastoris*. Los cultivos en cascada (agua circulante a través de tanques conectados con las

distintas especies) aumentaron la eficiencia de biofiltración al 83.5%. *Asparagopsis armata* (*Rhodophyta*) ha resultado ser también un excelente biofiltro de efluentes de acuicultura de dorada con tasa de remoción de nitrógeno de 14,5 g Nitrógeno total m⁻² día⁻¹ (Schuenhoff et al., 2006). Algunas géneros de macroalgas como *Laminaria*, *Macrocystis* o *Porphyra* han sido empleadas para reducir la carga de nutrientes en el propio medio costero utilizando cuerdas que rodean las jaulas de peces; es el caso del cultivo del salmón en Chile (Buschman et al., 2001a) y Canadá (Chopin et al. (2001) o en cultivos de lubina en esteros del sur de España (Hernández et al., 2006) obteniéndose resultados prometedores. *Gracilaria lemaneiformis*, una fuente importante de agar, es capaz de reducir un 85,6% y hasta 66,0% los niveles de N y P respectivamente en aguas costeras de China con alta actividad acuícola (Yang et al., 2006). Estos proyectos de biofiltración en medios naturales eutrofizados se están extendiendo destacando el Proyecto recién iniciado en la costa este de EEUU denominado “Acuicultura de macroalgas para la bioextracción de nutrientes en la Bahías de Long Island (Connecticut) y el East River (New York) liderado por el Prof. Charles Yarish. En este proyecto se emplearán dos tipos de organismos como biofiltro (servicio ambiental): el alga roja *Gracilaria tikvahiae* y diversos moluscos bivalvos para la eliminación de materia particulada.

Por otro lado, el contenido en proteína se incrementa en algas crecidas en medios ricos en Nitrógeno como es el caso de los efluentes (Gómez Pinchetti et al., 1998). Esto han atraído la atención de los investigadores para el uso de la harina de algas como fuente de N en la dieta para peces (Rupérez and Saura-Calixto, 2001; Buschmann et al., 2001b; Nagler et al., 2003; Valente et al, 2006, Dantagnan et al., 2009). En este sentido, *G. cornea* and *U. rigida* han sido cultivadas con éxito durante los últimos 20 años en tanques del Centro de Biotecnología Marina (Gran Canaria), empleando efluentes de peces como fuente de nutrientes. Los rendimientos medios de la biomasa anual se acercan a 30 g de peso seco m⁻² día⁻¹ (109 t PS ha⁻¹ año⁻¹) y una media de biofiltración de amonio cercana al 70 % (Gómez-Pinchetti et al., 2002). Posteriormente, la biomasa obtenida ha sido aprovechada en la formulación de piensos para doradas, evaluando el aprovechamiento nutritivo de éstos y el crecimiento de los peces desde diferentes aproximaciones:

1. Efecto sobre el crecimiento e índices de transformación del alimento e índices somáticos.
2. Efecto sobre la composición química del músculo de los peces.

3. Efecto sobre las actividades enzimáticas digestivas, fundamentalmente proteasas intestinales.
4. Efecto sobre la estructura histológica del intestino e hígado.
5. Efecto sobre la composición metabólica a nivel plasmático, hepático y muscular

El contenido de proteínas de dicha biomasa fue de un 14%, lo que limitó, junto al alto valor de cenizas que en el caso del preparado GR supera el 30% en base seca (Tabla 2), su inclusión en la formulación de los piensos experimentales a un 25%. Se evaluó el efecto de dichos preparados algales a tres niveles 5, 15 y 25%. El crecimiento de *S. aurata* (dorada) con el pienso control o con los piensos suplementados con *G. cornea* (5 y 15 %) y *U. rigida* (5 y 15%) fueron similares. Sin embargo la alimentación con *U. rigida* al 25% incluso incrementó el crecimiento respecto a la dieta control. El índice hepatosomático se redujo sensiblemente con la harina de algas. Los exámenes histológicos no revelaron diferencias susceptibles en los peces alimentados con harina de algas y los de la dieta-control tras 70 días de cultivos.

La ingesta por *Halyothis* (abulón) de *G. cornea* promueve el crecimiento e incrementa la supervivencia (Viera et al., 2005), dietas de 3.3 % of *Ulva clathrata* incrementan el peso y la tasa de conversión de alimento en camarón blanco (Cruz-Suárez, et al., 2009) y dietas con *U. rigida* no causa efectos negativos sobre el crecimiento de lubina y calidad alimentaria (*Dicentrarchus labrax*) (Valente et al., 2006).

Además del enriquecimiento en proteínas en las algas crecidas en efluentes, las macroalgas pueden contribuir como fuente complementaria de lípidos (Nakagawa et al., 1987; Nakagawa, 1997). La inclusión de hasta 6% of *Macrocystis pyrifera* incrementa el nivel PUFAs en el músculo de la trucha arcoiris (Dantagnan et al., 2009). Las algas son una buena fuente de vitaminas, especialmente de vitamina C y de minerales (García-Casal et al., 2007). El ácido ascórbico además promueve el metabolismo de lípidos, lo cual incrementa a su vez nivel de proteínas (Ergün et al., 2009). Extractos etanólicos de *Hydropuntia cornea* (antes *Gracilaria cornea*) (Díaz-Rosales et al., 2007) y polisacáridos de *Halophithys incurva* e *Hypnea spinella* (Abdala et al., 2010) tienen una alta actividad inmunomoduladora lo que la hace una buena candidata para la fabricación de alimentos funcionales para peces.

2. Depuración de purines de granjas de cerdos y uso energético de la biomasa

Los residuos líquidos producidos en granjas porcinas (purines) están produciendo altos niveles de contaminación tanto en aguas superficiales como subterráneas. La generación y composición de purines por unidad de cerdo depende del sistema de manejo y del estado fisiológico del animal, estando compuesto por altos contenidos en nitrógeno, fósforo y materia orgánica (Tabla 3). Se estima que la cantidad diaria de excretas producidas por el número total de cabezas de cerdo que existen en España supera los 146.000 m³ diarios, lo que genera un problema real en lo que respecta al manejo de desechos. La cantidad de purines producida en nuestro país asciende a 50 millones de toneladas al año de las que 7 millones son excedentes utilizados como abono. Estos excrementos no sólo emiten un olor muy desagradable, sino que generan metano (1 molécula de metano es 30 veces más perjudicial para el cambio climático que una de CO₂). En 1991 la Unión Europea aprobó una normativa que obliga al control de los residuos ganaderos. Dado el elevado coste que supondría a los ganaderos pagar su tratamiento, la Administración decidió incorporar esta actividad al régimen especial de las energías renovables, que reciben una ayuda pública (prima) por ser limpias, pero muy caras. Fue así como aparecieron las plantas de cogeneración, que convierten y reciclan los nutrientes del purín en fertilizantes orgánicos sólidos y depuran la fracción líquida para que se utilice el agua para riego. De acuerdo a la Asociación de Empresas para el Desimpacto Ambiental de Purines (ADAP) las 27 plantas de cogeneración actuales tratan 2,5 millones de toneladas y evitan al año la emisión de 700.000 toneladas de CO₂. Sin embargo, la información recientemente publicada en la prensa nacional alerta sobre el cierre de 6 de estas 27 plantas. Estas seis plantas dejarán sin tratar más de 50.000 toneladas de purines hasta finales de año, lo que corresponde a 400 granjas en Cataluña. Ante la ausencia de un sistema de tratamiento de purín que permita su eliminación de forma rápida y eficiente la única alternativa es su acumulación en balsas de decantación tal como regula la normativa vigente (Decreto 141/2004, de 6 de julio, por el que se establecen las normas técnicas, higiénico-sanitarias y medioambientales de las explotaciones ganaderas modificado por los decretos 14/2006 en el que se crea y regula el Registro de Explotaciones Ganaderas de Andalucía y el decreto 248/2007 en el que se regula la adecuación de la profundidad y capacidad de las balsas de almacenado de excrementos y purines).

En la actualidad existen distintos sistemas que se ofrecen en el mercado para el tratamiento del purín, destacando los siguientes: físico, biológico, físico-químico, evaporación a través

de calor procedente de cogeneración y digestión anaerobia. En condiciones aeróbicas el purín se puede tratar mediante sistemas de lodos activados; que son sistemas intensivos y muy costosos desde el punto de vista energético con una gran producción de biomasa microbiana pero que requieren el tratamiento y desecho (Tait et al., 2009; Juteau, 2006; Karakashev et al., 2005).

En nuestro país se ha desarrollado el denominado proceso SELCO-Ecopurin (Martínez-Almela y Barrera, 2005) que está basado en el empleo de poliacrilamida para la separación de la fase sólida y líquida del purín siendo la fase sólida la que se procesa mediante digestión anaerobia y posterior producción de biogás. Para poder reutilizar el efluente líquido resultante es necesario transformar el amonio en nitrato mediante nitrificación bacteriana para cumplir la normativa de residuos. Estos autores proponen dos métodos para lograr la concentración de bacterias nitrificantes y aumentar la eficiencia de este proceso:

- a. Inmovilización de las bacterias nitrificantes en polímeros (Vanotti et al. 2001) alcanzando una eficiencia de nitrificación de 97-99 %.
- b. Biorreactor de membrana en que los sólidos en suspensión y microorganismos responsables de la biodegradación son separados del agua tratada mediante una unidad de filtración por membrana.

El fósforo disuelto se elimina mediante la precipitación de los ortofosfatos con sales inorgánicas de Fe y Al. Por otro lado está el Proceso cerrado y energéticamente integrado (CEI) para el tratamiento de purines (Bao Iglesias, 2001). El tratamiento de efluentes ganaderos es en realidad una combinación de varios procesos: tratamiento químico), pasteurización térmica, sedimentación, secado del sólido y evaporación del líquido.

Una alternativa para la depuración de los purines es el uso de microalgas como biofiltro que además son actualmente fuente de biomasa no convencional para la producción de biocombustibles. Las microalgas contienen lípidos y ácidos grasos en sus membranas, productos de almacenamiento, metabolitos y fuentes de energía. Estos ácidos grasos y aceites presentan características similares a las del aceite de pescado y aceites vegetales y pueden, por lo tanto, ser considerados como sustitutos potenciales de los productos obtenidos de aceites fósiles. Algunas especies de algas contienen hasta el 50% de su peso en forma de aceite, lo que supera el de plantas oleaginosas como la soja (Chisti, 2007). Además las microalgas pueden asimilar anhídrido carbónico (CO_2) como fuente de carbono para su crecimiento con lo que pueden contribuir a resolver tanto la polución causada por el CO_2 como proporcionar biomasa no convencional para la generación de biocombustibles.

Se describen a continuación algunas de las experiencias del uso de microlagas en la depuración de purines:

1. Kim et al. (2007) en Corea del Sur emplean *Scenedesmus* sp.. El medio denominado KEP I (3% purín) favorece el crecimiento del alga y modifica la composición bioquímica de sus células (reduce el nivel de ácidos grasos pero aumenta el de clorofila y carotenoides). Los efluentes son sometidos a un proceso de fermentación con el que se reduce el carbono en un 12.9%, el nitrógeno en un 87% y el fósforo en un 83.2%.

2. Mulbry et al. (2008) en EEUU se centran en valorar la productividad y retirada de nutrientes de algas verdes filamentosas cultivadas en exterior en estanques tipo “raceways” usando aguas residuales de actividades ganaderas como medio de cultivo. Las algas cultivadas en este estudio no han sido seleccionadas previamente sino que una vez puesto en funcionamiento el biorreactor se permitió la colonización de especies procedentes del ambiente y/o del propio efluente. Como resultado de este proceso de colonización, apareció un conjunto de especies dominado por algas verdes filamentosas entre las que se encontraban *Rhizoclonium hieroglyphicum* (C. A. Agardh) (en mayor abundancia), *Microspora willeana* Lagerth., *Ulothrix ozonata* (Weber and Mohr), *Rhizoclonium hieroglyphicum* (C. A. Agardh) y *Oedogonium* sp.

3. González et al., (2008) en España realizaron un estudio profundo de la biodegradación *in vitro* del purín por *Chlorella sorokiniana* en distintas condiciones de aireación y de dilución de purín. El purín sufre un pretratamiento en el que es floculado con 150 mg L⁻¹ de poliacrilamida y luego sufre un proceso de sedimentación y centrifugación. Distintas diluciones de purín se inoculan con cultivo de *C. sorokiniana* y lodos activados a partes iguales. Como resultados más significativos de estos experimentos se pueden destacar:

- En medio aireado, el principal mecanismo de retirada de NH_4^+ del medio fue el paso a NO_2^- , contribuyendo a la retirada del 65% del NH_4^+ inicial. A pesar de esto, los autores apuntan que estos resultados no pueden ser extrapolados a cultivadores en exterior a gran escala, debido a que en estos casos la alta

relación superficie/volumen de estos sistemas favorece la aparición de otros mecanismos como el stripping.

- En medio cerrado se nitrifica en 25-42% del amonio presente, dependiendo de la dilución de purín a la que se trabaje. Esto lo explican debido a que la temperatura de trabajo, fijada a 30°C favorece la acumulación de nitrito en lugar de nitrato.

4. Jiménez-Pérez et al. (2004) en España emplearon dos especies de algas verdes planctónicas aisladas de las balsas de purines (*Scenedesmus intermedius* y *Nannochloris* sp.) inmovilizadas sobre esferas de alginato cálcico para la retirada de N y P. Uno de los aspectos más destacados de este estudio es que la acumulación de N y P por el alga no se determina mediante medidas de la disminución de la concentración de éstos en el medio, sino por estimación de la concentración de estos nutrientes en las esferas.

5. En la Universidad de Málaga se emplea *Chlorella vulgaris* aislada de charcas próximas a balsas de purines para la depuración de los mismos. El sistema de cultivo consiste en fotobiorreactores planos en cascada de capa fina (Fig. 1). La profundidad en la cascada es de 1-2 cm, la inclinación de la plancha de 2% y con flujo turbulento. Se consiguen densidades celulares altas (10 g L^{-1}) que pueden ser mantenidas a altas tasas de crecimiento $24 \text{ g PS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en el caso de *Chlorella* y $19 \text{ g PS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en el caso de *Scenedesmus*. Esta alta tasa de producción entre los sistemas de cultivo abiertos se debe a que la relación superficie expuesta/volumen ($20 - 100 \text{ m}^{-1}$) es mucho más alta que la de los sistemas raceways ($3 - 10 \text{ m}^{-1}$).

Los niveles de amonio, fósforo, DBO y DQO en los purines son muy elevados (Tabla 3). *Chlorella* sp. adaptada previamente a niveles altos de purín en el laboratorio fue cultivada en los sistemas abiertos en cascada. Unos 50 l de purín fueron añadidos a tanques con 200 l de cultivo de *Chlorella* (densidades celulares por encima de 30-70 millones de células /ml). La capacidad de biofiltración de *Chlorella* sp. en este sistema tras 72h de tiempo de residencia fue alta: 86% (NH_4^+), 98,5% (NO_3^-), 94,4% (PO_4^{3-}) y 55% (DQO).

El proyecto Biopurín “Sistema integral mixotrófico (Microalgas-Bacterias) para la biodegradación de purines, captura de CO_2 y producción de combustible” es un Proyecto integrado ya que, por un lado, el agua filtrada se canaliza para su aprovechamiento en la

propia granja como agua de limpieza o como agua de riego (Fig.2). Por otro lado se investiga el uso de la biomasa como pienso para animales o uso energético (fuente de biocombustibles) mientras que el material sólido es tratado en un fermentador anaeróbico para la producción de biogás.

Agradecimientos

La investigación ha sido financiada por los proyectos de Investigación AGR 1842 (financiado por la Junta de Andalucía), AGL 2005-02655/ACU (financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia) y Biopurín (Proyecto de Excelencia financiado por la Junta de Andalucía). CGL agradece la beca de FPU del Ministerio de Educación y Ciencia y RR la beca de investigación de la Junta de Andalucía.

Referencias bibliográficas

- Abdala –Díaz, R., Chabrilón, M, Cabello-Pasisni, A.Gómez-Pinchetti, J.K., Figueiroa, F.L. (2010). Characterization of polysaccharides from *Hypnea spinella* (Gigartinales) and *Halopithys incurva* (Ceramiales) and their effect on RAW 264.7 macrophage activity. Journal of Applied Phycology DOI 10.1007/s10811-010-9622-7
- Bao Iglesias, M., (2001). Closed and energetically integrated process (CEI process) for the treatment of animal wastes (purines). Universidad de Santiago de Compostela, Spain.
- Buschmann, A.H., Correa, J.A., Westermeier, R., Hernández-González, M., Norambuena, R.. (2001a). Red algal farming in Chile: a review. Aquaculture 194:203–220
- Buschmann, A.H., Troell, M., Kautsky, N., (2001b). Integrated algal farming: a review. Cahiers de Biologie Marine. 42, 83– 90.
- Chisti, Y., (2007). Biodiesel from microalgae. Biotechnology Advances 25, 294–306.
- Chopin, T., Buschmann, A.H., Halling, C., Troell, M., Kautsky, N., Neori, A., Kraemer, G., Zertuche-Gonzalez, J., Yarish, C., Neefus, C.. (2001). Integrating seaweeds into aquaculture systems: a key towards sustainability. Journal of Phycology. 37, 975–986.
- Cruz-Suárez, L.E., Tapia-Salazar, M., Nieto-López, M.G., Guajardo-Barbosa, C. and Ricque-Marie, D. (2009). Comparison of *Ulva clathrata* and the kelps *Macrocystis pyrifera* and *Ascophyllum nodosum* as ingredients in shrimp feed. Aquaculture Nutrition 165: 421-430.
- Dantagnan, P., Hernández, A., Borquez, A. and Mansilla, A. (2009). Inclusion of macroalgae meal (*Macrocystispyrifera*) as feed ingredient for rainbow trout (*Oncorhynchusmykiss*): effect on flash fatty acid composition. Aquaculture Research, 41: 87-94.

- De la Coba, F., Aguilera, J. de Gálvez, M.V. Álvarez, M. Gallego, E. Figueroa, F.L. Herrera, E. (2010) Prevention of the ultraviolet effects on clinical and histopathological changes, as well as the heat shock protein-70 expression in mouse skin by topical application of algal UV-absorbing compounds. *Journal of dermatological science*. In press
- Díaz Rosales, P., Felices, C., Abdala, R., Figueroa, F.L., Gómez Pinchetti, J.L., Moriño, M.A., Balebona, M.C. (2007). In vitro effect of the red alga *Hydropuntia cornea* (J. Agardh) on the respiratory burst of sole (*Solea senegalensis*), Kaup 1858) phagocytes. *Aquaculture Research* 38: 1411-1418.
- Ergun, S., M. Soyuturk, B. Guroy, D. Guroy and D. Merrifield, (2009). Influence of *Ulva* meal on growth, feed utilization and body composition of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) at two levels of dietary lipid. *Aquaculture International*, 17: 355-361
- Figueroa FL, Bueno A, Korbee N, Santos R, Mata L, Schuenhoff A (2008) Accumulation of mycosporine-like amino acids in *Asparagopsis armata* grown in tanks with fishpond effluents of gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Journal of the World Aquaculture Society* 39:692-699
- García-Casal, M.N., Pereira, A.C., Leets, I., Ramírez, J. and Quiroga, M.F. (2007). High iron content and bioavailability in humans from four species of marine algae. *Journal of Nutrition* 137: 2691-2695.
- Gómez Pinchetti, J.L., del Campo Fernández, E., Díez Moreno, P., GarcíaReina, G., (1998). Nitrogen availability influences the biochemical composition and photosynthesis of tank-cultivated *Ulva rigida* (Chlorophyta). *Journal of Applied Phycology*. **10**: 383–389.
- Gómez-Pinchetti, J.L., Suárez Álvarez, S., Martel Quintana, A. & García Reina, G. (2002). Alternative high-value seaweed species as biofilters for the purification of N-NH_4^+ enriched fishpond effluents. En: *Algal Biotechnology: a sea of opportunities* (García Guerrero, M., Molina Grima, E., AcienFernández, F.G., FernándezSevilla, J.M., Sánchez Pérez, J.A. and Brindley Alias, C., editors), 267. Servicio Publicaciones Universidad de Almería, Almería.
- González, C., Marciniak, J., Villaverde, S., Garcia-Encina, P. A. y Muñoz, R. (2008). Microalgae-based processes for the biodegradation of pretreated piggery wastewaters, *Applied microbiology and biotechnology*, 80: 891-98.
- Hernández, I., Pérez-Pastor, A., Vergara, J.J., Martínez Aragón, J.F, Fernández-Engo, M.A., Pérez-Lloréns, J.L. (2006). Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima*: from microscale to macroscale. *Aquaculture* 252: 43-53.
- Jiménez del Río. M., García Reina G., Ramazanov Z. (1996). *Ulva rigida* (Ulvales, Chlorophyta) tank culture as biofilters for dissolved inorganic nitrogen from fishpond effluents. *Hydrobiologia*. 326/327:61-66.
- Jiménez-Pérez, M. V., Sánchez-Castillo, P., Romera, O., Fernández-Moreno, D. y Pérez-Martínez, C. (2004). Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme and microbial technology*, 34: 392-98.
- Juteau, P. (2006). Review of the use of aerobic thermophilic bioprocesses for the treatment of swine waste. *Livestock science*, 102(3): 187-196.
- Karakashev, D., Batstone, D.J., and Angelidaki, I. (2005). Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Applied and environmental microbiology*, 71(1): 331–338.
- Kim, M. K., Park, J. W., Park, C. S., Kim, S. J., Jeune, K. H., Chang, M. U. y Acreman, J. (2007). Enhanced production of *Scenedesmus* spp. (green microalgae) using a

- new medium containing fermented swine wastewater. *Bioresource technology*, 98: 2220-2228.
- Krom MD, Ellner S, van Rijn J, Neori A (1995) Nitrogen and phosphorus cycling and transformation in a prototype “non-polluting” integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Marine ecology progress series* 118:25-36
- Martínez-Almela, J. y Barrera, J. M. (2005). SELCO-Ecopurin® pig slurry treatment system. *Bioresource technology*, 96: 223-228.
- Matos, J., Costa, S., Rodrigues, A., Pereira, R., Sousa Pinto, I. (2006). Experimental integrated aquaculture of fish and red seaweeds in Northern Portugal. *Aquaculture* 252: 31-42
- Mulbry, W., Kondrad, S., Pizarro, C. y Kebede-Westhead, E. (2008). Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. *Bioresource technology*, 99: 8137-8142.
- Nagler, P.L., Glenn, E.P., Nelson, S.G., Napoleon, S., (2003). Effects of fertilization treatment and stocking density on the growth and production of the economic seaweed *Gracilariaparvispora* (Rhodophyta) in cage culture at Molokai, Hawaii. *Aquaculture* 219: 379–391.
- Nakagawa, H., Kasahara, S., Sugiyama, T., (1987). Effect of *Ulva* meal supplementation on lipid metabolism of blackseabream, *Acanthopagrus sclegeli* (Bleeker). *Aquaculture* 62: 109–121.
- Nakagawa, H. (1997). Effect of dietary algae on improvement of lipid metabolism in fish. *Biomedicine and Pharmacotherapy* 51: 345-348.
- Neori A, Chopin T, Troell, M., Buschmann A. H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shopigell, M., Yarsh, C. (2004). Integrated aquaculture : rationale, evolution and state of art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture . *Aquaculture* 231: 361-394.
- Neori A, Troell M, Chopin T, Yarish C, Critchley A, Buschmann A (2007) The need for a balanced ecosystem approach to blue revolution aquaculture. *Environment* 49(3):37-43
- Rupérez P. and Saura-Calixto F. (2001). Dietary fibre and physicochemical properties of edible Spanish seaweeds. *European Food Research and Technology*, 212: 349-354.
- Schramm, W. (1991). Seaweed for Waste Water Treatment and Recycling of Nutrients. En: Guiry, M. D. and G. Blunden (Eds.). *Seaweed Resources in Europe: Uses and Potential*. John Wiley and Sons, Ltd., England, pp. 149-168.
- Schuenhoff A., Mata, L., Santos, R. (2006). Tetrasporophyte of *Asparagopsis armata* as a novel seaweed biofilter. *Aquaculture* 252: 3-11.
- Tait, K., Williamson, H., Atkinson, S., Williams, P., Camara, M., y Joint, I. (2009). Turnover of quorum sensing signal molecules modulates cross-kingdom signalling. *Environmental microbiology*, 11: 1792–1802.
- Valente L.M.P., Gouveia A., Rema P., Matos J., Gomes E.F., Pinto I.S. (2006). Evaluation of three seaweeds *Gracilariabursa-pastoris*, *Ulva rigida* and *Gracilaria cornea* as dietary ingredients in European seabass *Dicentrarchus labrax* juveniles. *Aquaculture*. 252: 85-91.
- Vanotti, M. B., Rice, J.M., Hunt, P. G., Humenik, F. J., Ellison, A. Q., Baird, C. A., Millner, P., y Szogi, A. A. (2001). Evaluation of polymer solids separation, nitrification-denitrification, and soluble phosphorus removal system for treating swine manure. En *Proceedings of the International Symposium Addressing animal production and environment*, CD-ROM. Research Triangle Park, N.C.: North Carolina State University.

- Viera M.P., Gómez Pinchetti J.L., Courtois de Vicose G., Bilbao A., Suárez S., Haroun R.J. & Izquierdo M.S. (2005) Suitability of three red macroalgae as a feed for the abalone *Haliotis tuberculata coccinea*, Reeve. *Aquaculture* 248: 75-82.
- Yang, Yu-Feng, Fei, Xiu-Geng, Song Jin-Ming, Hu, Hai-Yan, Wang Gung-Ce, Chung, Ik Kyo (2006). Growth of *Gracilaria lemaneiformis* under different cultivation conditions and its effect on nutrient removal in Chinese coastal waters. *Aquaculture* 254: 248-255.

Tabla 1. Biofiltración del nitrógeno de efluentes de una granja de dorada (*Sparus aurata*) por diferentes especies de macroalgas cultivadas de forma intensiva en tanques semicirculares de 750 l y con área de exposición de 1.8 m² en sistemas abiertos de las instalaciones del Centro de Biotecnología Marina de la Universidad de Las Palmas de G.C (Taliarte, Gran Canaria)

Especie	$\mu\text{M NH}_4^+$	NUE (%)	NUR $\text{mmol m}^{-2} \text{h}^{-1}$
<i>Hydropuntia cornea</i> var. roja	50-163	31,8-96,6	21,0-11,1
<i>Hydropuntia cornea</i> var. verde	50,7-163,6	36,0-100	3,3-12,2
<i>Hypnea spinella</i>	100-250	35,7-99,5	9,8-46,9
<i>Grateloupia dichotoma</i>	60-300	39,4-80,9	6,6-20,7
<i>Ulva rigida</i>	95,6-328,4	14,1-87,1	4,3-9,4

Tabla 2. Composición proximal (% Peso seco) de la biomasa de dos macroalgas producidas en efluentes de piscifactoría en las instalaciones del Centro de Biotecnología Marina de la Universidad de Las Palmas de G.C (Taliarte, Gran canaria), para su posterior inclusión en piensos funcionales para dorada.

Macroalga	Humedad	Lípidos totales	Proteínas totales	Carbohidratos	Cenizas
<i>G. cornea</i>	10.74 ± 0.05	1.43 ± 0.01	13.50 ± 0.30	43.26 ± 0.01	32.67 ± 0.95
<i>U. rigida</i>	14.35 ± 0.2	1.88 ± 0.04	16.91 ± 0.42	52.11 ± 0.01	17.45 ± 0.71

Tabla 3. Composición química de los purines de una granja de cerdos , tras su dilución en agua (1:4) en el tiempo inicial (0h) y tras 24, 48 y 72 h de cultivo de *Chlorella* sp en los fotobiorreactores planos en cascada. Se presenta entre paréntesis el porcentaje de biofiltración a las 72 h de tiempo de residencia. En el periodo nocturno el cultivo permanece en el tanque de 250 l con aireación. Los resultados corresponden a diferentes experimentos realizados en periodo primaveral en las instalaciones del Servicio de Fotobiología de la Universidad de Málaga.

Composición Química mg l ⁻¹	Purines	Tiempo (0h)	Tiempo (24h)	Tiempo (48h)	Tiempo (72h)	Marco Legal mg l ⁻¹
Amonio (NH ₄ ⁺)	1403	67	<10	<10	<10 (86%)	15-50
Nitrato (NO ₃ ⁻)	38,56	9,64	6,0	0,45	0,14 (98,55%)	25
Nitrito (NO ₂ ⁻)	nd	1,84	2,5	3,28	1,35 (26,6%)	0,1
Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	357	32	18	10	5 (84,38%)	5
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	227	192	184	177	188 (2,08%)	25
pH	7,3	8,24	8,35	8,68	8,81	6,5-8,5
DQO	5840	1510	1260	1090	680 (55%)	

BIOFILTRACIÓN DE PURINES MEDIANTE MICROALGAS VERDES (CHLORELLA) EN FOTOBIORREACTORES PLANOS

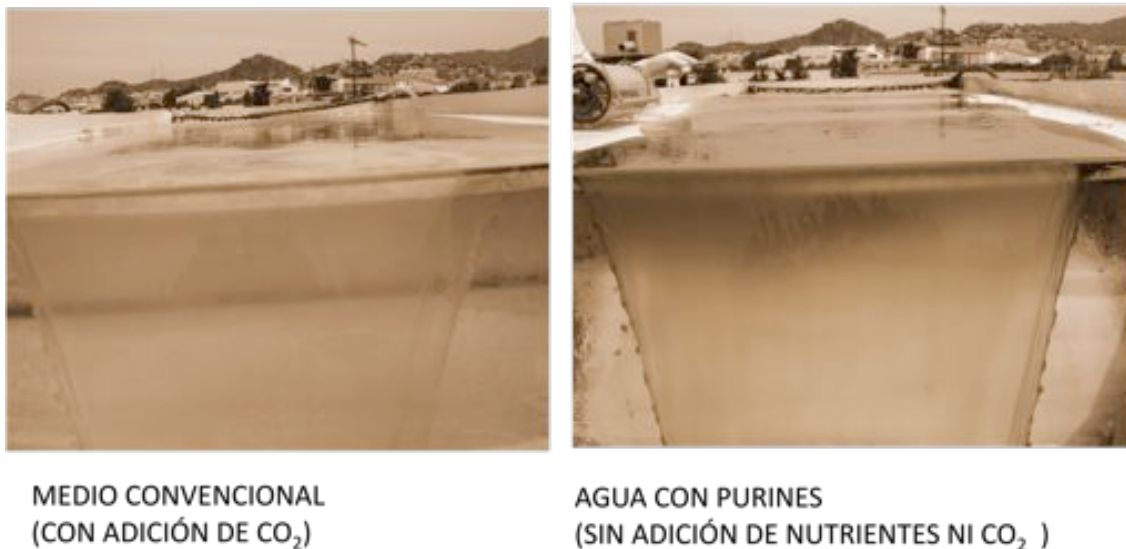


Fig.1 Imagen del sistema de cultivo cascada en los Fotobiorreactores planos del Servicio de Fotobiología de la Universidad de Málaga . Se observa como el cultivo en medio convencional y con adición de CO₂ presenta un color verde menos intenso que el del cultivo en purines de cerdo (25%aproximadamente) y sin adición de CO₂. Esta diferente intensidad de color se debe a una mayor densidad celular , contenido en clorofila y proteínas en las algas cultivadas en purines.

USO COMBINADO DE MICROALGAS FILTRADORAS Y FERMENTACIÓN ANAEROBIA PARA LA DEPURACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE PURINES DE GRANJAS PORCINAS

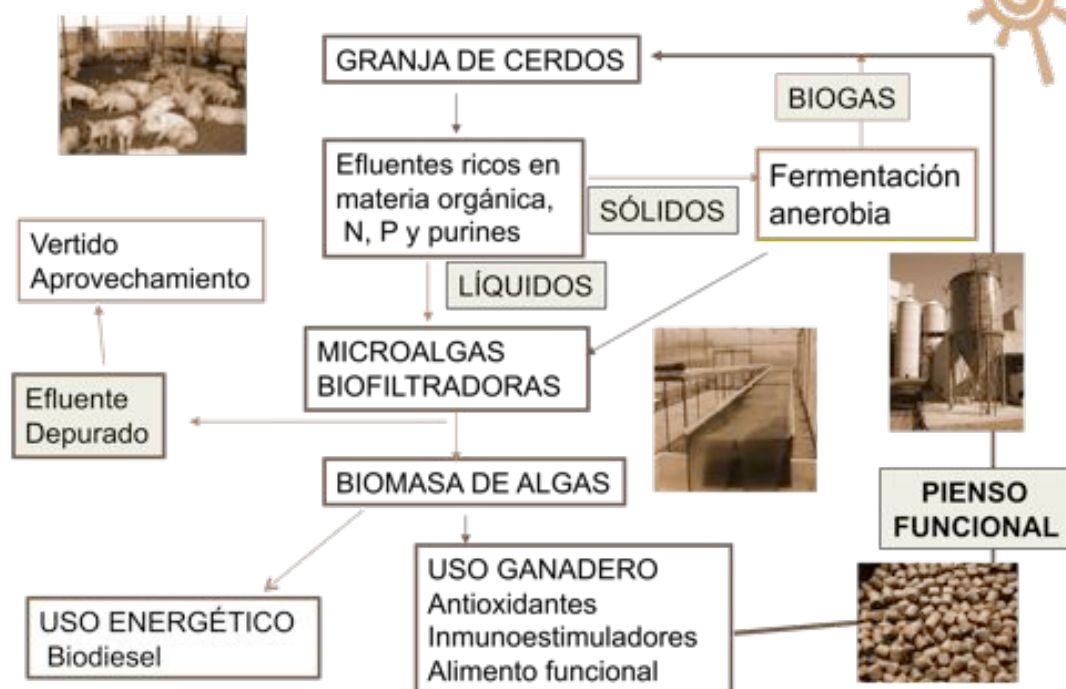


Fig. 2 Esquema del uso combinado de microalgas-bacteria para la depuración de purines de cerdos. El efluente depurado se puede emplear en la propia granja o para riego agrícola, la biomasa de algas puede tener un uso ganadero (alimento funcional por su potencial capacidad antioxidante e inmunoestimulante) o uso energético para la producción de biodiesel y por último la fracción sólida se puede emplear mediante digestión anaerobia para la producción de biogás.