

Un système aquacole intégré poisson-plancton en eau saumâtre.

S. Gilles¹, L. Fargier², X. Lazzaro³, E. Baras⁴, N. De Wilde⁵, C. Drakidès⁶, C. Amiel⁷, B. Rispal⁸ et J-P. Blancheton⁹

¹ Institut de Recherche pour le Développement (IRD). UMR 226, Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (ISEM). Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), apartado postal 185, 99422 Iquitos, Peru

² Littoral ENvironnement et Sociétés (LIENSs), UMR 6250 CNRS, Université de La Rochelle, 17000 La Rochelle, France

³ IRD, UMR 207 BOREA, Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos (ULRA), Universidad Mayor se San Simón (UMSS), CP 2352, Cochabamba, Bolivia

⁴ IRD, UMR 226, Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (ISEM). GAMET, BP 5095, 361 rue Jean-François Breton, 34196 Montpellier cedex 5, France

⁵ TROPO FARMS LTD, P.O. Box OS-2404, Osu, Accra, Ghana

⁶ Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). Hydrosience, UMR 5569, Université Montpellier II, 34095 Montpellier cedex 5, France

⁷ Université de Montpellier 2 – Creufop, Station Méditerranéenne d'Environnement Littoral, 1, quai de la daurade, 34200 Sète, France

⁸ 1, rue de plaisance, 92340, Bourg-la-Reine, France

⁹ Ifremer, Laboratoire Aquaculture Languedoc-Roussillon, Station Ifremer de Palavas, Chemin de Maguelone, 34250, Palavas-Les-Flots, France; UMR ECOSYM, USTL, place Eugène Bataillon, Montpellier, France

Correspondance : Sylvain Gilles. E-mail: sylvain.gilles@ird.fr

Résumé : L'aquaculture intégrée multi-trophique (AIMT) voit des applications importantes dans le mutualisme entre certains poissons détritivores et le phytoplancton. Les poissons recyclent les nutriments en consommant les algues vivantes (ou mortes) et apportent le carbone inorganique (CO₂) qui permet la croissance des algues vivantes. Simultanément les algues purifient l'eau et génèrent l'oxygène nécessaire aux poissons. Un tel mécanisme stabilise le fonctionnement d'un écosystème artificiel en circuit fermé qui, selon notre exemple, associe le tilapia euryhalin *Sarotherodon melanotheron heudelotii* et l'algue unicellulaire *Chlorella* sp. L'aliment apporté dans l'écosystème induit une croissance plus rapide des poissons mais aussi une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, qui doit être limitée. Avec le prototype décrit ici, le contrôle de la population algale est exercé par du zooplancton herbivore élevé dans un bassin séparé, connecté en parallèle à l'écosystème poissons-algues. Le zooplancton produit est ensuite consommé par les tilapias, particulièrement par les alevins et les juvéniles, lorsque l'eau de ce bassin est envoyée dans le circuit principal. *Chlorella* sp. et *Brachionus plicatilis* sont deux espèces planctoniques qui ont spontanément colonisé l'eau saumâtre du prototype, qui était implanté au Sénégal sur la côte atlantique. Dans ce système l'eau est entièrement recyclée et seule l'évaporation est compensée (1,5 % du volume par jour). Le sédiment qui s'accumule dans le bassin à zooplancton est la seule impasse trophique. Le système a été temporairement déstabilisé à la suite d'une invasion accidentelle du circuit principal par les rotifères. Cela eut pour conséquence la disparition de *Chlorella* sp. et son remplacement par des algues opportunistes qui n'étaient pas consommées par *Brachionus*. Lorsque les *Brachionus* furent entièrement consommés par les tilapias, *Chlorella* prédomina à nouveau. Notre écosystème artificiel qui associe *S. m. heudelotii*, *Chlorella* et *B. plicatilis* est apparu, ainsi, comme étant résilient. Le système d'élevage a fonctionné en routine durant plus d'une année, avec une productivité en poissons de 1,85 kg/m² (18,5 T/ha) par an pendant la saison froide (de janvier à avril).

Implications

L'aquaculture fait toujours face au même problème qui est de produire au maximum avec une efficacité alimentaire optimale, tout en limitant l'apport en eau et les rejets, qui doivent être extraits (fèces), ou transformés (urine - ammoniacale) en composants non toxiques (nitrates). Les circuits fermés classiques, qui fonctionnent en combinant filtrations mécanique et biologique, recyclent l'eau mais nécessitent une extraction des déchets avec une perte d'eau qui permet aussi de réguler les nitrates. Avec un système d'élevage intégré les déchets sont recyclés et contribuent à augmenter la production. Notre système intégré en circuit fermé n'utilise pas de filtres mais un écosystème artificiel simple (phytoplancton, zooplancton et poissons) qui est capable de produire du poisson (tilapia) tout en recyclant pratiquement tous les rejets organiques, sans changement d'eau.

Introduction

Dans le domaine de l'Aquaculture Intégrée Multi-Trophique (AIMT), des systèmes clos qui associent un volume d'élevage intensif à un autre extensif ont été testés à Taïwan et Singapour (Liao et Chen, 1983 ; Chin *et al.*, 1993) et surtout en Israël (Mires *et al.*, 1990 ; Diab *et al.*, 1992 ; van Rijn, 1996). L'identification de poissons autochtones détritovores adaptés à cette technologie (mutualisme entre les poissons et le phytoplancton) est une des clés de leur bon fonctionnement (Gilles *et al.*, 2008). Les poissons recyclent les nutriments en consommant les micro algues vivantes et mortes et apportent aux algues vivantes le carbone inorganique (CO₂) nécessaire à leur croissance. Simultanément les algues purifient l'eau et génèrent l'oxygène nécessaire aux poissons (Hargreaves, 2001 et 2006 ; Neori *et al.*, 2004).

Généralement le broutage des poissons n'est pas en mesure de contrôler la croissance du phytoplancton (Turker *et al.*, 2004) induite par l'apport de nutriments liée à l'alimentation des poissons, même si les espèces élevées sont phytoplanctonophages. De plus, il a souvent été rapporté que des poissons, tels que les tilapias, en recyclant les nutriments à travers leur excrétion, éventuellement augmentent la production phytoplanctonique dans les étangs et les lacs (McQueen *et al.*, 1986 ; Drenner *et al.*, 1987 ; Lazzaro, 1987 ; Northcote, 1988 ; Elser *et al.*, 1990). Sans régulation de la biomasse algale, un développement excessif de ces végétaux peut se produire, ce qui a pour conséquence leur effondrement et leur pourrissement, avec pour corollaire une forte concentration en ammoniacale et la disparition de l'oxygène (Rimon et Shilo, 1982).

Deux types de systèmes photosynthétiques en suspension (Photosynthetic Suspended-Growth systems – PSG – Hargreaves, 2006) ont été développés, les deux nécessitant une extraction du phytoplancton continue ou périodique. Dans le Dekel Aquaculture system (Mires *et al.*, 1990 ; Mires et Amit, 1992), l'eau de l'élevage est rejetée à la fin du cycle de production, et doit être entièrement renouvelée pour le prochain cycle, ce qui peut être un problème là où les ressources en eau sont limitées. Dans le Système Aquacole Compartimenté (Partitioned Aquaculture System – PAS), le phytoplancton doit être récolté en continu dans le volume réservé au lagunage à l'aide d'un filtre rotatif, et rejeté hors du système (Drapcho et Brune, 2000 ; Brune *et al.*, 2001 et 2003).

Nous avons mis en place un prototype d'un système alternatif, qui ne nécessite pas de récolte périodique ou continue du phytoplancton, sur le centre IRD (Institut de Recherche pour le Développement) de Mbour sur la côte Atlantique du Sénégal. Il imite un écosystème naturel en eau saumâtre où le phytoplancton est consommé par du zooplancton. Il est constitué de bacs destinés à un élevage intensif reliés à des bassins de lagunage, deux pour le développement du phytoplancton (pratiquement exclusivement *Chlorella sp.*, ensemencé spontanément), et un pour l'élevage du zooplancton (rotifères, *Brachionus plicatilis*, ensemencés spontanément), positionné en tant que volume additionnel à celui réservé à

l'écosystème poisson-phytoplancton. Les rotifères contribuent à réguler la croissance du phytoplancton et sont ensuite distribués aux alevins et juvéniles en tant qu'aliment d'appoint. L'eau est entièrement recyclée, avec uniquement un apport en eau douce pour compenser l'évaporation. Seul le sédiment déposé dans le bassin à zooplancton doit être éventuellement rejeté. Ce système d'élevage est proche de ceux développés par Shnel *et al.* (2002) pour des tilapias et Burford *et al.* (2003) pour des crevettes.

Notre écosystème artificiel a été développé à son origine pour l'élevage du tilapia euryhalin, *Sarotherodon melanotheron heudelotii* (Trewavas, 1983, Falk *et al.*, 2000) qui est endémique des régions côtières du Sénégal et de la Guinée. Les alevins sont zooplanctonophages, alors que les juvéniles sont omnivores, et les adultes sont essentiellement détritivores (Pauly, 1976). Ce poisson robuste est adapté à l'aquaculture intégrée car il consomme essentiellement le sédiment (algues mortes, aliment non consommé provenant du volume d'élevage intensif, et ses propres fèces) lorsqu'il reçoit une ration alimentaire réduite, et, de cette façon, il contribue à nettoyer son propre milieu d'élevage.

Récemment nous avons donné des informations sur la variation de la biomasse en *Chlorella* en présence de *S. m. heudelotii*, en fonction de la biomasse en poissons et de l'éventuelle alimentation qu'ils reçoivent, et par conséquent de l'absorption des nutriments par ces algues (Gilles *et al.*, 2008). Dans cet article, nous traitons de la productivité du système pendant un fonctionnement en routine de plusieurs mois. Nous décrivons aussi la résilience du système dans sa façon de répondre à un soudain effondrement de la population phytoplanctonique provoqué par une invasion incontrôlée du circuit principal par les rotifères provenant du bassin à zooplancton.

Matériel et méthode

Description du prototype

Le prototype a été implanté sur le centre IRD de Mbour, au Sénégal (14° 23' 30,89 " N, 16° 57' 26,80" O), de juin 2003 à août 2009. Il fonctionnait en tant que circuit fermé abritant un élevage intensif de poisson relié un volume de lagunage.

L'unité d'élevage intensif comprenait dix bacs circulaires de 30 l (volume utile), destiné à l'alevinage (une fratrie par bac, soit entre 300 et 500 alevins ; figure 1 [5]) et neuf bacs circulaires de 1300 l (volume utile, en polyéthylène) destinés au grossissement (figure 1 [4]). Le volume total de ces bacs était de 12 m³. Des colonnes de dégazage, destinées à l'échange du dioxyde de carbone par l'oxygène, étaient placées au niveau de l'alimentation en eau de chacun des bacs.

Le traitement de l'eau usée comprenait trois bassins sur géo membranes (13 m de long x 4 m de large x 50 cm de profondeur moyenne pour chaque bassin ; figure 1 [1, 2, 3]), recouverts d'une serre translucide afin de maintenir la température de l'eau au dessus de 25°C pendant la saison froide (décembre à mars). Leur volume total était de 78 m³, ce qui représentait 6,5 fois le volume de l'élevage intensif (figure 1 [4]). Les bassins 1 et 2, interconnectés par une canalisation (Ø 140 mm), recevaient les eaux usées de l'élevage intensif, et hébergeaient des *S. m. heudelotii*, non alimentés. Les bacs d'élevage intensif et les bassins 1 et 2 constituaient le circuit principal. Le bassin 3, dédié à l'élevage du zooplancton, était rempli avec de l'eau riche en algues depuis le circuit principal etensemencé en rotifères (tableau 1). Lorsque le phytoplancton était totalement consommé par le zooplancton, l'eau du bassin 3 était périodiquement pompée vers le circuit principal en utilisant le jeu de vannes et la pompe de circulation (figure 1 [7]). Contrairement aux bassins 1 et 2 le bassin 3 n'hébergeait pas de poissons et il était continuellement brassé avec de l'air pulsé (en utilisant une soufflante de 12 m³/h) afin de réduire la sédimentation. Au cours de son nettoyage le sédiment était soit renvoyé dans le circuit principal, soit rejeté du système lorsque la densité en *Chlorella* se situait au dessus de 35x10⁶ cellules/ml dans le circuit principal, tout en conservant un stock de rotifères dans le but de rétablir la chaîne alimentaire pour les cycles suivants.

Les tilapias (*S. m. heudelotii*) utilisés étaient obtenus à partir de néo mâles (femelles XX traitées avec une hormone masculinisante, 17α méthyltestostérone), et leur sexe ratio mâle/femelle était d'environ 1/9 (le phénotype moyen du sexe ratio des alevins issus de néo mâles avec cette sous-espèce). Cela permettait de réduire la prolifération des alevins, qui est systématique avec un sexe ratio équilibré. Deux pompes de circulation de l'eau ($24\text{ m}^3/\text{h}$, figure 1 [7]), utilisées en alternance, permettaient un renouvellement de l'eau de 200 %/h dans le volume d'élevage intensif, et de 46%/h dans le volume de lagunage (bassins 1 et 2).

Figure 1 : Schéma du prototype, (1) bassin de lagunage 1, (2) bassin de lagunage 2, (3) bassin de lagunage 3 pour la production du zooplancton, (4) bacs d'élevage intensif, (5) bacs d'alevinage, (6) connexion entre les bassins 1 et 2, (7) pompes fonctionnant alternativement, (8 et 9) filtres à poissons.

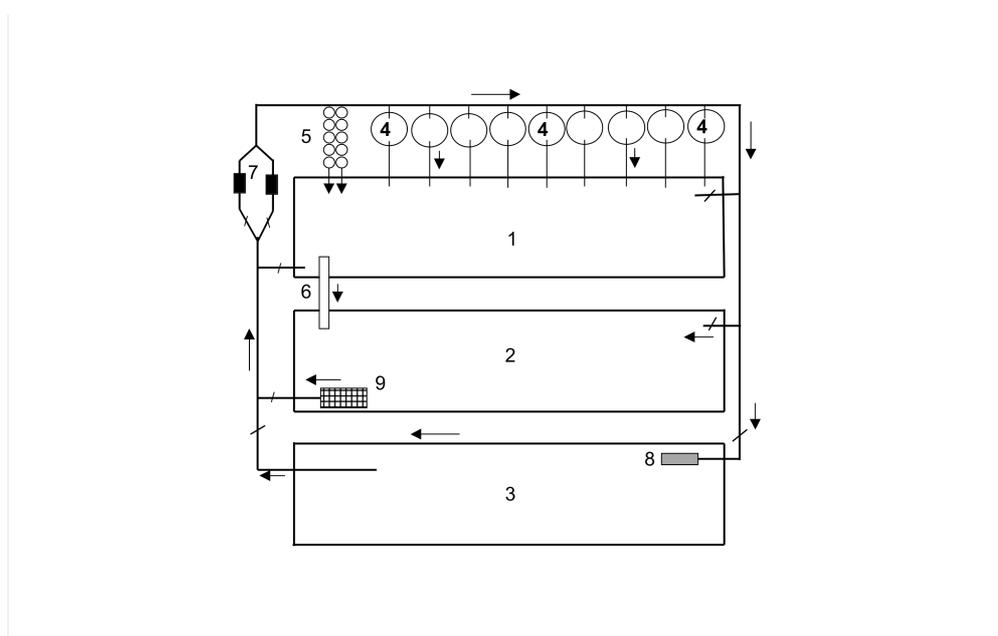


Tableau 1
Caractéristiques des différents compartiments du système

Compartiment	Volume (m^3)	Débit ($\text{m}^3\text{ h}^{-1}$)	Temps de rétention (h)
bacs d'alevinage	0.3	0.6	0.5
Bacs de grossissement	11.7	23.4	0.5
Bassin de lagunage 1	24.4	24.0	1.0
Bassin de lagunage 2	24.4	24.0	1.0
Bassin à zooplancton	24.4	0.5	48.0

Dans la globalité du système la salinité de l'eau était de 15, un niveau approprié pour l'implantation des espèces phyto (*Chlorella*) et zooplanctoniques (*B. plicatilis*) qui ont colonisé naturellement cet environnement artificiel. Un puits, situé à 50 m du bord de l'océan, fournissait l'eau saumâtre (15) utilisée pour remplir le circuit. L'évaporation était compensée (environ 1,5 % du volume total par jour, soit 1 m^3 par jour) avec de l'eau douce fournie par le réseau de distribution urbain.

Les périodes d'étude

La productivité en poisson a été calculée de début janvier à la fin d'avril 2009, après deux années de fonctionnement en routine nécessaires à la mise au point des paramètres de production. L'invasion de rotifères et la description de la résilience du système eurent lieu

en mars 2007. L'absorption de l'azote par le système a été calculée durant une période de 7 jours en février 2007.

Le suivi des paramètres physico-chimiques

La température de l'eau et l'oxygène dissous (OD- mg/l) étaient mesurés dans tous les bacs d'élevage et les bassins deux fois par jour, à 7 h (avant le lever du soleil) et à 15 h, en utilisant un oxymètre CyberScan DO 300/310 (Eutech Instruments, Singapour). La salinité était mesurée chaque jour à 15 h en utilisant un réfractomètre ATAGO-10^e (Tokyo, Japon).

Les paramètres suivis en échantillonnant dans les bassins étaient : le pH mesuré en utilisant un pHmètre Hanna HI 9025 (Hanna Instruments Inc., RI, USA), l'azote dissous (N-NH₄⁺ + N-NH₃ and N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) et le phosphore (PO₄³⁻) dans les bassins 2 et 3 mesurés par colorimétrie après filtration en utilisant des membranes filtrantes de Ø 47 mm et de 0,7 µm de pores (Whatman GF/F, Florham Park, NJ, USA) et conservation avec du chloroforme. Les concentrations en azote ammoniacal total (N-NH₄⁺ + N-NH₃) (Koroleff, 1969) et en (ortho)phosphates (PO₄³⁻) (Murphy and Riley, 1962) étaient mesurées dans les bassins avec un spectrophotomètre Helios UV-visible (Thermo Electron Corp., Winsford, Cheshire, UK). Les concentrations en azote nitrique (N-NO₃⁻) (Grasshoff, 1976) et en azote nitreux (N-NO₂⁻) (Bendschneider and Robinson, 1952) étaient mesurées en utilisant un TECNICON II auto-analyseur (Bran and Luebbe Analyzing Technologies, Inc., Elmsford, NY, USA). La dureté de l'eau était mesurée en utilisant un spectrophotomètre de flamme Varian modèle Spectra AA220 (Victoria, Australie).

Le suivi des paramètres biologiques

Les poissons étaient capturés et pesés individuellement avec une balance ayant une précision de 0,5 g. La densité en *Chlorella* était déterminée par colorimétrie en utilisant un photomètre Hanna C203 (Hanna Instruments Inc., RI, USA), en utilisant le programme de mesure de l'ammoniaque, avec pour source lumineuse (420 nm de longueur d'onde) une lampe au tungstène. Avant cette étude une courbe de calibration avait été établie en comparant la densité optique (DO) mesurée avec le photomètre et la densité algale réelle (DA) observée par comptages en utilisant une cellule de Burkner et un microscope Olympus CX41 (grossissement X 20). Chaque comptage des échantillons était réalisé en calculant la densité moyenne des 12 champs optiques, en éliminant les deux valeurs extrêmes. La relation observée entre la densité optique (DO) et la densité algale (DA) était :

$$DA \text{ (cellules mL}^{-1}\text{)} = (6.62 \times 10^6 \text{ DO}) + 127.90, r^2 = 0.9995, dl = 3$$

La densité en rotifères (ind. mL⁻¹) dans les bassins 2 et 3 était déterminée par comptages avec une loupe binoculaire OLYMPUS SZX9/12 après un ajout de formol à 5%. Comme pour les algues 12 comptages étaient réalisés dans des échantillons de 50 µL en éliminant les deux valeurs extrêmes. La composition spécifique en phytoplancton dans les bassins 2 et 3 était déterminée en utilisant un microscope OLYMPUS CX41 (grossissement x 100, oculaire x 0,65).

L'alimentation et la croissance des poissons

La concentration totale en azote de l'aliment destiné aux poissons, des poissons, du plancton et du sédiment, était déterminée en utilisant un analyseur CHN Thermo Finnigan Flash Série EA1112 (Milan, Italie). L'aliment pour poissons utilisé durant l'étude sur l'absorption de l'azote contenait 4,5% d'azote (28,1% de protéines) et 38,7% de carbone. L'aliment flottant utilisé pendant l'étude sur la productivité contenait 32% de protéines, et était spécialement formulé pour les tilapias. L'aliment flottant permettait de contrôler la consommation effective par les poissons, et d'ajuster ainsi la distribution.

Dans cet article nous mettons l'accent sur la production en poissons plutôt que sur leur croissance. Mais pour faciliter la comparaison entre les études le taux de croissance spécifique (TCS, % du poids humide par jour) a été calculé selon l'équation :

$$TCS = (\ln ph_2 - \ln ph_1) \times (t_2 - t_1)^{-1} \times 100$$

Où ph_2 et ph_1 sont les poids humides individuels moyens (g) des poissons aux temps t_2 et t_1 (jours), respectivement, qui correspondaient à la fin et au début de la période d'étude.

Le bilan de l'azote durant la période d'étude de la productivité

Pour évaluer l'équilibre de l'azote (N) dans le système les équations suivantes ont été utilisées :

$$N (\text{fin de période}) = N (\text{début de période}) + N (\text{apports}) - N (\text{rejets})$$

Où pour la globalité du circuit :

$$\begin{aligned} N (\text{début de période}) &= N (\text{algues initiales}) + N (\text{dissous initialement dans l'eau}) \\ &+ N (\text{rotifères initiaux}) + N (\text{poissons initiaux}) \\ N (\text{apports}) &= N (\text{contenu dans l'aliment}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} N (\text{fin de période}) &= (N (\text{algues finales}) + N (\text{dissous finalement dans l'eau}) \\ &+ N (\text{rotifères finaux}) + N (\text{poissons finaux}) \\ N (\text{rejets}) &= N (\text{sédiments}) \end{aligned}$$

Résultats

Au début de l'étude sur ce système d'élevage nous n'avions pas d'idées précises sur les meilleures espèces planctoniques à utiliser, et sur la salinité optimale, en relation avec la température et l'oxygène dissous. Des tests avec l'algue *Dunaliella* et des copépodes en tant que brouteurs furent vains. Puis la salinité a été stabilisée à 15 dans le système, ce qui a provoqué une propagation spontanée de l'algue *Chlorella* (anciennement *Nannochloris*, de \varnothing 4 à 5 μm) et du rotifère *Brachionus plicatilis*. Les rotifères furent probablement introduits par les fèces des poissons sauvages capturés et mis en élevage. Les « blooms » (multiplication rapide) de *Chlorella* se produisent lorsque la biomasse en poissons est importante, ceci en relation avec la concentration en CO_2 (Turker *et al.*, 2003).

Le principal objectif atteint fut le recyclage total de l'eau, seule l'évaporation était compensée. Le recyclage des sédiments provenant du bassin à zooplancton était partiel, et les boues étaient éventuellement renvoyées dans le circuit principal en fonction de la concentration en algues. Lorsque la biomasse en poissons atteignit environ 1 kg/m^2 dans la partie lagunage, aucun sédiment se déposait dans les bassins 1 et 2.

Les paramètres physico-chimiques

Les températures moyennes minimales étaient observées en janvier, et les maximales en octobre. Les variations journalières de l'oxygène dissous (OD) étaient faibles dans les bacs d'élevage intensif à cause de l'action mécanique des colonnes de dégazage. Les plus grandes variations de la DO étaient observées dans le bassin 2 car l'oxygène issu de la photosynthèse n'était pas expulsé par action mécanique. La salinité de l'eau tamponnait les variations de pH, spécialement les hautes valeurs provoquées par l'absorption massive du carbone inorganique par la photosynthèse. Comme l'évaporation était compensée par de l'eau très calcique du réseau urbain de distribution (environ 1,5 % jour^{-1}), un important précipité de carbonate de calcium était observé dans tous les bacs, et l'alcalinité est resté constante, à saturation. Durant les rares journées nuageuses (ou vents de sable) l'OD chutait d'environ 5 mg L^{-1} à 15 h car la luminosité descendait à environ à 500 W h m^{-2} et par jour^{-1} . Les variations en routine de l'azote ammoniacal total (AAT), $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ et PO_4^{3-} sont indiquées dans le tableau 2.

Tableau 2
Les paramètres physico-chimiques

Température moyenne de l'eau °C	de 26 à 37
Moyenne de l'oxygène dissous (OD) mg L ⁻¹ à 7:00 et 15:00	
Dans les bacs d'élevage intensif	4 et 8
Dans le bassin de lagunage 1	3 et 12
Dans le bassin de lagunage 2	1 et 15
pH moyen à 7:00 et 15:00	7.9 ± 0.5 and 9.2 ± 0.8
alcalinité totale en méq L ⁻¹	3.47
intensité lumineuse moyenne en W h ⁻¹ m ⁻² jour ⁻¹	4000
Azote ammoniacal total (AAT) mg L ⁻¹	de 0.2 à 1.7
NO ₂ -NO ₃ mg L ⁻¹	de 0.0 à 2.3
PO ₄ mg L ⁻¹	de 2.3 à 4.1

La productivité en poissons

Les résultats sur la productivité en poissons ont été obtenus à la fin de la période de fonctionnement du prototype, lorsque l'écosystème fonctionnait avec un bon équilibre entre les algues, les rotifères et les biomasses en poissons. La période d'étude eu lieu entre deux vidanges totales des bassins de lagunage, ce qui permit de contrôler les biomasses totales en poissons dans les bassins 1 et 2, aussi bien que dans les bacs d'élevage intensif (tableau 3). 149 kg d'aliment ont été distribués durant la période, ce qui équivalait à 8,6 g m⁻² jour⁻¹ au début et à 13 g m⁻² jour⁻¹ à la fin, pour la totalité du prototype (bassin à zooplancton inclus). La densité globale en poissons était de 1,2 kg m⁻² ou 3,1 kg m⁻³, soit 8,1 kg m⁻³ dans la partie intensive et 1,1 kg m⁻² dans la partie lagunage (bassins 1 et 2). La productivité en poisson dans le lagunage fut de 1,1 kg m⁻² an⁻¹ dans le bassin 1 et de 0,6 kg m⁻² an⁻¹ dans le bassin 2.

Tableau 3
Les paramètres d'élevage du système (2009)

durée du test de croissance en jours	117
Biomasse initiale totale en tilapia dans le prototype (kg)	99.7
Biomasse finale totale en tilapia dans le prototype (kg)	187.1
Biomasse totale produite (kg)	87.4
Productivité globale (T ha ⁻¹ an ⁻¹)	18.5
Taux de croissance spécifique en intensif (%)	0.51
Taux de conversion global du système (indice de cons.)	1.69
Survie dans en grossissement (%)	98.3
Evaporation moyenne journalière (% volume d'eau total)	1.5
Consommation d'eau spécifique (litres kg ⁻¹ poisson produit)	799

Le bilan de l'azote (N) durant la période de production

Le rapport entre les quantités de N contenues dans l'aliment et les poissons (en référence au gain en biomasse) était 4,8.

Pendant toute la période de l'étude la densité en algues est restée stable, entre 30 et 45x10⁶ cellules mL⁻¹. De même les concentrations en AAT et en nitrites/nitrates sont restées stables durant toute la période (minimas dans le tableau 2). Dans le circuit principal les rotifères furent complètement consommés par les poissons pendant les 117 jours de l'étude. Nous pouvons donc considérer qu'aucune quantité de N ne fut perdue sous forme de

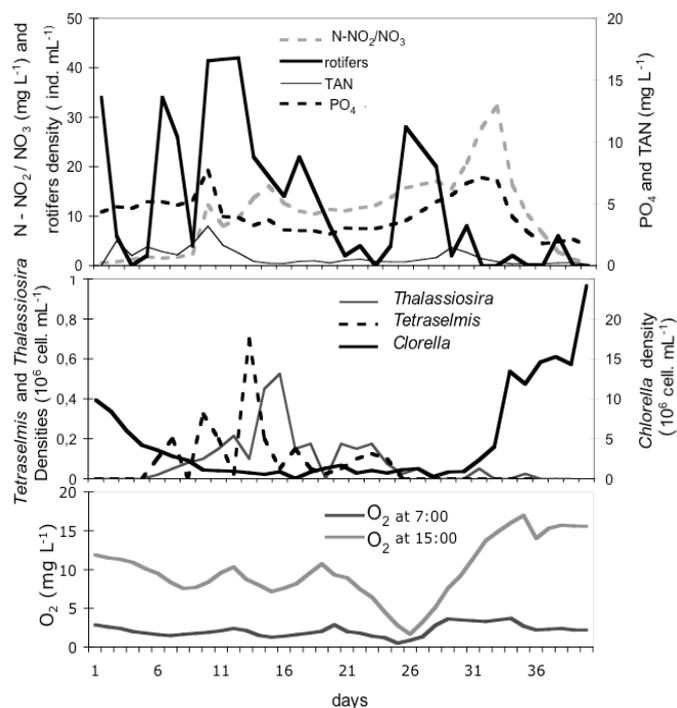
plancton et d'éléments dissous. Cette appréciation est confirmée par l'observation du fait que l'azote combiné contenu dans le sédiment, 6.294 g (rejets), et celui contenu dans l'augmentation de la biomasse en poissons, 1.315 g, correspond pratiquement à celui contenu dans l'aliment distribué, 7.596 g (apports).

Les cycles du bassin à zooplancton étaient réalisés trois fois par semaine. Sur la période de 117 jours le sédiment provenant de ce bassin était soit renvoyé dans le circuit (15 fois) soit rejeté en dehors du système (30 fois). Le sédiment rejeté (poids sec total 127.323 g) contenait 47,6 % d'eau, ce qui signifie qu'un total de 61 litres a été rejeté avec lui, ce qui représente une perte d'eau négligeable (en moyenne 0,5 l/jour).

L'invasion des rotifères et la résilience de l'écosystème

A un moment donné, durant le test du prototype, il s'est trouvé que la densité algale avait considérablement baissé, jusqu'à 16×10^6 cellules/ml, et qu'une grande quantité de poissons avaient été extraite des bassins de lagunage 1 et 2 (des alevins et des juvéniles qui consomment activement le zooplancton), lorsque intervint une vidange du bassin 3 qui provoqua une invasion de rotifères (de 4 à 41 ind./ml), et qui ne put pas être régulée par la prédation des poissons. Il en suivit la disparition quasi complète de *Chlorella* dans le circuit, et l'apparition de « blooms » de diatomées centrées du genre *Thalassiosira* et *Tetraselmis* sp. (Prasinophyceae, figure 2b). Vingt neuf jours plus tard, après que les alevins nouvellement éclos dans le lagunage eurent consommé largement les rotifères, ces algues opportunistes disparurent. De façon concomitante *Chlorella* progressivement revint coloniser le circuit.

Figure 2 : évolution temporelle des paramètres du milieu durant l'invasion de rotifères. TAN = AAT



Durant cette période d'invasion par les rotifères les tilapias des bacs intensifs ne furent pas alimentés afin d'éviter une eutrophisation du milieu. Au début l'invasion fut accompagnée par une augmentation progressive des concentrations en AAT (de 1,7 à 3,1 mg/l), N-NO₂⁻/NO₃⁻ (de 2,3 à 12,2 mg/l) et PO₄³⁻ (de 5,2 à 7,7 mg/l ; figure 2a). Neuf jours plus tard, les concentrations en AAT et en PO₄³⁻ ont commencé à baisser ou revenir à leurs niveaux initiaux jusqu'à la fin de la période. La concentration en N-NO₂⁻/NO₃⁻ au contraire a continué à augmenter pour atteindre un pic de 32,3 mg/l le 33^{ème} jour, avant de redescendre

à 0,12 mg/l le 37^{ème} jour. La forte capacité de *Chlorella* à absorber les nitrates, qui a été démontrée dans une expérimentation précédente (Gilles et al., 2008) a été confirmée au cours de cette invasion de rotifères. Dans le bassin 2, qui n'est pas mécaniquement brassé, la concentration en oxygène dissous (OD) à 15 h a chuté en moyenne de 12 mg/l le premier jour à 9 mg/l le 21^{ème} jour, lorsque les algues opportunistes étaient abondantes dans le circuit. Mais le 26^{ème} jour, lorsque pratiquement toutes les algues avaient disparu, l'OD (à 15 h) chuta drastiquement jusqu'à 1,68 mg/l. Huit jours plus tard, durant le nouveau « bloom » de *Chlorella*, l'OD remonta au dessus de 16 mg/l, et resta stable. Aucun poisson ne mourut durant l'invasion des rotifères, même lorsque l'OD chuta drastiquement. Ce phénomène de résilience de l'écosystème artificiel ne fut pas exceptionnel, il avait été observé en plusieurs occasions avant et après cette étude.

L'absorption de l'azote total

Pendant l'étude sur l'absorption de l'azote la biomasse en *S. m. heudelotii* était de 8,1 kg m⁻³ dans la partie intensive et de 0,6 kg m⁻² dans le lagunage, soit une biomasse globale de 1,4 kg m⁻² dans le circuit, exception faite du bassin à zooplancton. La concentration initiale en AAT était de 0,12 mg L⁻¹, et la concentration en N-NO₂⁻/NO₃⁻ était nulle, en raison de l'absorption quasi totale des nitrates par *Chlorella sp* (Gilles et al., 2008). Les poissons recevaient un aliment titrant 4,99 % d'azote, avec une ration journalière de 1,6 % du poids humide, équivalente à 15,2 g m⁻² jour⁻¹. En considérant que tout l'aliment était consommé, et que 53 % de l'azote absorbé est excrété (Beveridge et al., 1991), la concentration finale attendue en azote dans le milieu était de 13,7 mg L⁻¹, en prenant en compte la concentration initiale en azote dissous dans l'eau. La concentration finale en azote était de 0,22 mg L⁻¹. L'absorption de l'azote fut donc de 1,9 mg L⁻¹ jour⁻¹ avec une concentration moyenne en *Chlorella* de 35x10⁶ cellules par mL⁻¹. La concentration en PO₄³⁻ a montré une faible variation, de 2,5 mg L⁻¹ à 4,4 mg L⁻¹, en raison de l'excrétion du phosphore par les rotifères.

Discussion

Le contrôle de la biomasse en algues

L'utilisation d'un bassin à rotifères (bassin 3) et son fonctionnement (en discontinu par vidanges et remplissages réguliers) ont prouvé qu'il s'agissait d'un bon outil pour contrôler les "blooms" d'algues dans le circuit, malgré le fait que les rotifères apportaient de l'AAT et des phosphates. La vidange périodique du bassin 3, après que les algues y aient disparu, provoquait une dilution du phytoplancton et une baisse de sa concentration dans le circuit principal, immédiatement après la vidange. Par conséquent un tel contrôle de la biomasse algale était aussi efficace que l'extraction continue ou périodique des algues dans le Dekel Aquaculture System (Mires et Amit, 1992) ou dans le Partitioned Aquaculture System (Drapcho et Brune, 2000). L'efficacité du contrôle de la biomasse algale dans la présente étude était aussi facilitée par le fait que *Brachionus plicatilis* ne subissait pas de concurrence ou de prédation de la part d'autres espèces zooplanctoniques.

La productivité en poissons

Le tilapia euryhalin *S. m. heudelotii* n'est pas encore domestiqué, aucun programme de sélection ne lui a été dédié jusqu'à présent. Il est certain que ses performances de croissance peuvent être améliorées. Pour preuve, durant l'étude du système, chaque bac d'élevage intensif recevait un lot de poissons constitué d'une simple fratrie, et nous avons observé des variations de croissance significatives entre les bacs (par conséquent entre fratries) alors que les mêmes proportions d'aliment étaient distribuées. L'utilisation d'alevins à partir de néo mâles n'a pas évité complètement les reproductions, et cela a affecté certainement la croissance. Dans la présente étude le TCS était de 0,51 % poids humide/jour, alors que durant un autre test réalisé avec des lots de poissons strictement mono sexe mâle obtenus par traitement hormonal, le TCS était de 1,96 % poids humide/jour.

Pendant l'étude sur la productivité la ration journalière était de 13 g/m² pour une biomasse instantanée en poissons de 1,8 kg/m², ce qui représente une faible charge. La productivité maximale reste donc encore à être déterminée.

Un essai avec le tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus* a aussi été mené dans le prototype (S. Gilles, données non publiées) et a montré que cette espèce s'adapte bien à cet écosystème artificiel en eau saumâtre, au moins dans les bacs d'élevage intensif. Ceci est particulièrement intéressant dans la mesure où *O. niloticus* croît plus rapidement que *S. m. heudelotii*, et où il est présent dans la plus part des régions tropicales du monde, à la suite de son introduction. Malgré tout une espèce détritivore associée sera nécessaire dans le lagunage, car *O. niloticus* n'est pas efficace pour recycler les sédiments.

Il probablement possible d'obtenir un recyclage plus efficace du sédiment provenant du bassin 3, et ainsi d'éviter une perte en azote, en augmentant l'ensemencement en rotifères au début de chaque cycle, ce qui induirait une augmentation instantanée du broutage et limiterait ainsi la sédimentation d'algues mortes au fond du bassin. Pour cela la subdivision du bassin 3 en deux volumes séparés permettrait des ensemencements réciproques, et ainsi augmenterait la productivité et l'efficacité de conversion du système.

L'invasion des rotifères et la résilience du système

Les algues appartenant aux genres *Thalassiosira* et *Tetraselmis* sont connues pour ne pas être broutées par les rotifères (Lavens et Sorgeloos, 1996). Par conséquent ces algues ont proliféré dans le circuit principal pendant que *Chlorella* disparaissait, et que les rotifères restaient abondants. Plus tard la disparition de ces algues consécutive au retour de *Chlorella* est plus difficile à expliquer. Drapcho et Brune (2000) ont attiré l'attention sur le fait qu'un apport en carbone inorganique dans le PAS provoquait une prédominance des algues vertes, au détriment des cyanobactéries (algues bleues). King (1970) rapporte aussi que les algues vertes bénéficient des hautes concentrations en carbone inorganique dissous. Le CO₂ dissous tend à augmenter de façon concomitante avec la biomasse en poissons et la ration alimentaire. Witt *et al.* (1981), a montré que la salinité optimale pour la croissance de *Nannochloris* sp. (qui appartient maintenant au genre *Chlorella*) se situait entre 10 et 20. La conjonction de ces deux facteurs (apport en carbone inorganique et salinité) est en grande partie responsable de la prédominance des algues vertes dans le prototype.

Après le sixième jour de l'invasion des rotifères, l'élimination de l'AAT dans le circuit a pu être due à l'action des bactéries nitrifiantes, qui se développent particulièrement dans les canalisations du circuit (Dvir *et al.*, 1999), aussi bien que par les algues opportunistes. Mais nous devons insister sur le fait que ces algues n'ont pas régulé les nitrites et les nitrates, dont les niveaux ont commencé à baisser avec le retour de *Chlorella*. Le contrôle significatif de N-NO₂⁻/NO₃⁻ par *Chlorella* a été illustré dans une expérimentation précédente conduite *ex situ* mais avec le matériel biologique (algues et poissons) provenant du prototype (Gilles *et al.*, 2008).

L'absorption de l'azote

Durant cette étude avec une ration de 15,2 g/m² par jour, l'assimilation de l'azote dans le prototype était de 1,90 mg/l par jour, ce qui correspond aux niveaux donnés par Hearnreaves (2006) dans sa revue des systèmes photosynthétiques en suspension (PSG en anglais). Malgré tout la capacité d'épuration du prototype pourrait être supérieure, comme montré durant une expérimentation précédente qui concernait ce système, lorsque l'absorption de l'azote issue de l'excrétion des poissons atteignait 4.4 mg N-NH₄ L⁻¹ jour⁻¹ (avec un aliment contenant 8,32 % d'azote; Gilles *et al.*, 2008). Le prototype a fonctionné au Sénégal (14°N) où la radiation solaire est efficace pour la photosynthèse toute l'année avec de rares journées nuageuses. Réciproquement dans d'autres systèmes étudiés sous de plus hautes latitudes l'AAT atteignait des pics supérieurs à 17 mg L⁻¹ pendant les périodes nuageuses. Ceci fut observé dans un système recyclé marin, utilisant des macros algues, dans le sud de la France (44°N; Blancheton, 2000; Pagand *et al.*, 2000; Deviller *et al.*, 2004; Metaxa, 2006) ou dans le PAS en Caroline du Sud (35°N; Brune *et al.*, 2003).

Conclusion

Cette étude, en se focalisant sur la résilience et les capacités d'épuration du circuit fermé aquacole présenté dans cet article, apporte des informations sur les avantages d'un tel procédé comparativement aux systèmes clos conventionnels en eau claire qui fonctionnent avec des filtres mécaniques (extraction des fèces) et biologiques (traitement de l'urine), particulièrement lorsque les ressources en eau sont limitées. Il est possible d'implanter un écosystème artificiel stable en milieu ouvert, en conditions tropicales, grâce aux conditions de température et de luminosité stables toute l'année, et à un environnement en eau saumâtre. A l'opposé il serait probablement très difficile d'avoir un tel système stabilisé en milieu ouvert dans des conditions climatiques tempérées. A travers leurs potentiels de croissance très rapide, et surtout leur développement spontané, *Chlorella* et les rotifères semblent être les candidats idéals pour l'établissement d'un écosystème planctonique artificiel en eau saumâtre.

En considérant l'accroissement des contraintes vis à vis des ressources en eau, les systèmes aquacoles planctoniques en circuit fermé ont sans aucun doute un bel avenir devant eux. En particulier des efforts doivent être déployés pour développer des approches similaires en milieu marin et en eau douce, en utilisant les ressources locales. Dans ce sens, de nouveaux travaux de recherche sont entrepris par les auteurs pour développer un tel système adapté aux eaux et à la faune de l'Amazonie. La seconde étape dans le développement effectif de ces systèmes est leur transfert de la recherche vers l'industrie, qui n'est toujours pas familiarisée avec leur fonctionnement. Le récent transfert du prototype initialement développé à Mbour vers une ferme privée d'élevage de tilapia au Sénégal, indique que cela est possible, après un bon échange d'informations et de formation du personnel.

Remerciements

Cette étude a été soutenue par Languedoc-Roussillon Incubation (LRI) et la « Direction de la Valorisation au Sud » de l'IRD. Les auteurs souhaitent remercier Olivier Schlumberger (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France), Jean-François Agnèse (IRD, UMR ISEM, Montpellier, France) pour les discussions fructueuses sur les concepts biologiques soutenant le système d'élevage, François Doumenge pour ses encouragements et appuis, et les deux arbitres anonymes pour leurs commentaires constructifs sur la première version de cet article.

Références

- Bendschneider K and Robinson RJ 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. *Journal of Marine Research* 11, 87-96.
- Beveridge MCM, Phillips MJ and Clarke RM 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In *Aquaculture and Water Quality* (eds DE Brune and JR Tomaso), *Advances in World Aquaculture*, Volume 3, pp. 506-527. World Aquaculture Society, Baton Rouge, USA.
- Blancheton JP 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering* 22, 17-31.
- Brune DE, Reed S, Schwartz G and Collier J 2001. High rate algal systems for aquaculture. *AES Issues Forum*, 81-110.
- Brune DE, Schwartz G, Eversole AG, Collier JA and Schewedler TE 2003. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. *Aquacultural Engineering* 28, 65-86.

- Burford MA, Thompson PJ, McIntosh RP, Bauman RH and Pearson DC 2003. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture* 219, 393-411.
- Chin KK, Ong SL and Foo SC 1993. A water treatment and recycling system for intensive fish farming. *Water Science and Technology* 27, 141-148.
- Deviller G, Aliaume C, Franco Nava MA, Casellas C and Blancheton JP 2004. High-rate algal pond treatment for water reuse in an integrated marine fish recirculating system: Effect on water quality and sea bass growth. *Aquaculture* 235, 331-344.
- Diab S, Kochba M, Mires D and Avnimelech Y 1992. Combined intensive-extensive (CIE) pond system. Part A: inorganic nitrogen transformations. *Aquaculture* 101, 33-39.
- Drapcho CM and Brune DE 2000. The Partitioned Aquaculture System: Impact of design and environmental parameters on algal productivity and photosynthetic oxygen production. *Aquacultural Engineering* 21, 151-168.
- Drenner RW, Hambright KD, Vinyard GL, Gophen M and Pollinger U 1987. Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and the cichlid's effects on plankton community structure. *Limnology and Oceanography* 32, 1138-1144.
- Dvir O, van Rijn J and Neori A 1999. Nitrogen transformations and factors leading to nitrite accumulation in a hypertrophic marine fish culture system. *Marine Ecology Progress Series* 181, 97-106.
- Elser JJ, Marzolf E and Goldman CR 1990. The roles of phosphorus and nitrogen in limiting phytoplankton growth in freshwaters: a review of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 1468-1477.
- Falk TM, Teugels GG and Abban EK 2000. Genetic characterization of West African populations of *Sarotherodon melanothron* (Teleostei, Cichlidae). In *Biodiversity and Sustainable Use of Fish in the Coastal Zone* (eds EK Abban, CMV Casal, TM Falk and RSV Pullin), pp. 8-11. ICLARM Conference Proceedings 63, Manila, The Philippines.
- Gilles S, Lacroix G, Corbin D, Bâ N, Ibañez Luna C, Nandjui J, Ouattara A, Ouédraogo O and Lazzaro X 2008. Mutualism between euryhaline tilapia *Sarotherodon melanothron heudelotii* and *Chlorella* sp. – implications for nano-algal production in warm water phytoplankton-based recirculating systems. *Aquacultural Engineering* 39, 113-121.
- Grasshoff K 1976. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, New York.
- Hargreaves JA 2001. Pond catfish production: Practices, problems and potentials. *AES Issues Forum*, 57-71.
- Hargreaves JA 2006. Photosynthetic suspended-growth systems in aquaculture. *Aquacultural Engineering* 34, 344-363.
- King DL 1970. The role of carbon in eutrophication. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 42, 2035-2051.
- Lavens P and Sorgeloos P 1996. *Manual on the production and use of live food for aquaculture*, FAO, Rome, 295 pp.
- Lazzaro X 1987. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia* 146, 97-167.
- Liao IC and Chen TP 1983. Status and prospects of tilapia culture in Taiwan. In *Proceedings of the International Symposium on Tilapia in Aquaculture* (eds L Fishelson and Z Yaron), pp. 588-598. Tel Aviv University Press, Tel Aviv, Israel.
- McQueen DJ, Post JR and Mills EL 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1571-1581.

- Metaxa E, Deviller G, Pagand P, Aliaume C, Casellas C and Blancheton JP 2006. High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture* 252, 92-101.
- Mires D, Amit Y, Avnimelech Y, Diab S and Cochaba M 1990. Water quality in a recycled intensive fish culture system under field conditions. *Bamidgeh* 42, 110-121.
- Mires D and Amit Y 1992. Intensive culture of tilapia in quasi-closed water-cycled flow-through ponds – the Dekel Aquaculture system. *Bamidgeh*, 44, 82-86.
- Murphy J and Riley JP 1962. A modified simple solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31-36.
- Neori A, Chopin T, Troell M, Buschmann AH, Kraemer GP, Halling C, Shpigel M and Yarish C 2004. Integrated aquaculture: Rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231, 361–391.
- Northcote TG 1988. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: A “top-down” view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 361-379.
- Pagand P, Blancheton JP, Lemoalle J and Casellas C 2000. The use of high rate algal pond for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture Research* 31, 729-736.
- Pauly D 1976. The biology, fishery and potential for aquaculture of *Tilapia melanotheron* in a small West African lagoon. *Aquaculture* 7, 33-49.
- Rimon A and Shilo M 1982. Factors which affect the intensification of fish breeding in Israel. *Bamidgeh* 34, 87–100.
- Shnel N, Barak Y, Ezer T, Dafni Z and van Rijn J 2002. Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. *Aquacultural Engineering* 26, 191-203.
- Trewavas E 1983. *Tilapiine Fishes of the Genera Sarotherodon, Oreochromis and Danakilia*. British Museum (Natural History), London, 583 pp.
- Turker H, Eversole AG and Brune DE 2003. Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture* 215, 93-101.
- van Rijn J 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture - A review. *Aquaculture* 139, 181-201.
- Witt U, Koske PH, Kuhlmann D, Lenz J and Nellen W 1981. Production of *Nannochloris* sp. (Chlorophyceae) in large-scale outdoor tanks and its use as food organism in marine aquaculture. *Aquaculture* 23, 171–181.

