



Institut de recherche
pour le développement



UR167-CYROCO
« Cyanobactéries des
milieux aquatiques
tropicaux peu
profonds : RÔles et
Contrôles
[www.com.univ-
mrs.fr/IRD/cyroco/](http://www.com.univ-mrs.fr/IRD/cyroco/)



Ministère
de l'Écologie,
de l'Énergie,
du Développement
durable
et de la Mer



GIP ECOFOR
[http://www.gip-
ecofor.org/ecof
or/publi/page.p
hp?id=5997](http://www.gip-ecofor.org/ecofor/publi/page.php?id=5997)



ENS, Laboratoire
d'Écologie
46 rue d'Ulm
Paris cedex 05
75230



Biogéochimie et écologie des milieux continentaux

UMR7618-BIOEMCO
« Biogéochimie et
écologie des milieux
continentaux »

UPMC - CNRS - INRA -
ENS - ENSCP - INA-PG
[www.biologie.ens.fr/
bioemco/](http://www.biologie.ens.fr/bioemco/)

CYBIOM – EUTROPHISATION, CYANOBACTERIES ET BIOMANIPULATIONS : APPROCHES EXPERIMENTALES EN LACS TROPICAUX PEU PROFONDS

CYBIOM – EUTROPHICATION, CYANOBACTERIA AND BIOMANIPULATIONS : EXPERIMENTAL APPROACHES IN SHALLOW TROPICAL LAKES

Programme Ecosystèmes Tropicaux
Synthèse de fin de contrat

Unité d'accueil du projet : UR167-CYROCO - CYanobactéries des milieux aquatiques tropicaux peu profonds: RÔles et Contrôles.
Centre IRD, Bel Air, BP 1386
Dakar, CP 18524, Sénégal
<http://www.com.univ-mrs.fr/IRD/cyroco/>

Identité et coordonnées actuelles du responsable du projet de recherche:
Xavier Lazzaro
IRD, UMR 207 BOREA,
ULRA/UMSS, CP 2352,
Cochabamba, Bolivie
xavier.lazzaro@ird.fr

Date : 10/10/2010

N° de contrat : 06-0000333

Date du contrat : 11/10/2006 (notification du financement)

SYNTHESE DESTINEE A PUBLICATION

CYBIOM -- EUTROPHISATION, CYANOBACTERIES ET BIOMANIPULATIONS : APPROCHES EXPERIMENTALES EN LACS TROPICAUX PEU PROFONDS

PROGRAMME MEEDDM / GIP ECOFOR

ASPECTS ADMINISTRATIFS ET OBJECTIFS DES RECHERCHES

ASPECTS ADMINISTRATIFS

Date d'engagement : 11/10/2006 (notification du financement)

Montant du budget : 60.000 € TTC

Cofinancements obtenus : IRD, UR 167 CYROCO, 25.000 € de fonctionnement et petits matériels, 2006-2008.

Participants au projet :

IRD, UR 167 CYROCO, Dakar, Sénégal : Marc Pagano¹, Daniel Corbin¹, Claire Carré², Bassirou Dione, El Hadji Ndour ;

CNRS, UMR 7618 Bioemco, Paris : Gérard Lacroix, Michael Danger⁴, Danièle Benest, Jacques Mériguet, Catherine Oumarou

Univ. Paris XI, UMR 8079 ESE, Paris : Florence Hulot³

Responsable scientifique du projet : Xavier Lazzaro⁵, IRD, UR 167 CYROCO
Unités actuelles : ¹IRD, UMR 213 LOPB, Marseille ; ²IRD, UMR 5119 Ecolag, Montpellier ; ³UPMC, UMR 7618 Bioemco, Paris ; ⁴Univ. Paul Verlaine, UMR 7146 LIEBE, Metz ; ⁵IRD, UMR 207 BOREA, Cochabamba, Bolivia.

MOTS CLES

Eutrophisation, efflorescences, cyanobactéries, lacs (sub)tropicaux peu profonds, omnivorie, cascades trophiques, réseaux trophiques, topologie, stœchiométrie, tilapia du Nil, expériences en mésocosmes, ingénierie écologique, restauration.

OBJECTIFS DES RECHERCHES

- (a) Mieux comprendre le contrôle biotique de l'eutrophisation des lacs tropicaux peu profonds, en particulier le développement d'efflorescences phytoplanctoniques indésirables dans les plans d'eau destinés à la production d'eau potable.
- (b) Evaluer en tropical l'applicabilité du modèle des cascades trophiques développé sur les écosystèmes tempérés.
- (c) Analyser l'importance de mécanismes alternatifs résultants des particularités de l'architecture (topologie) des réseaux trophiques pélagiques et de la stœchiométrie écologique (recyclage différentiel de l'azote et du phosphore) par les organismes.
- (d) D'un point de vue fondamental, cerner les conséquences de perturbations anthropiques sur la structure des réseaux trophiques, le fonctionnement - persistance de ces écosystèmes.
- (e) D'un point de vue pratique, améliorer la gestion et la restauration écologique des lacs eutrophes peu profonds fondées sur l'ingénierie écologique (biomanipulations).

I. PRESENTATION DES TRAVAUX

INTRODUCTION (problématiques)

Les lacs tropicaux peu profonds représentent la majeure partie des eaux continentales dont disposent les populations de l'hémisphère sud pour des usages multiples généralement conflictuels (eau potable, pêche, aquaculture, irrigation). Paradoxalement, le fonctionnement écologique de ces milieux reste peu étudié, en particulier leur adéquation aux théories développées en milieux tempérés. Leur qualité d'eau est souvent dégradée, ces lacs étant soumis à une importante variabilité hydroclimatique et à de fortes pressions anthropiques. Le symptôme le plus visible de leur eutrophisation (enrichissement nutritif excessif) est le développement, parfois chronique, d'efflorescences phytoplanctoniques, principalement des cyanobactéries. Non consommables par le zooplancton herbivore, et constituant une impasse trophique, celles-ci sont indésirables dans les systèmes de production d'eau potable.

Interactions structurées par la taille, cascades trophiques et paradoxe des lacs tropicaux. – Les poissons jouent un rôle primordial dans le contrôle de la topologie (architecture) des réseaux trophiques lacustres. Ils contrôlent la structure fonctionnelle des communautés de zoo- et phytoplancton et, de façon ultime, la biomasse excessive du phytoplancton – efflorescences ou blooms – symptôme majeur de l'eutrophisation. Bien que fondé sur une structure simplifiée en chaîne linéaire, le principal modèle conceptuel universellement utilisé comme outil prédictif efficace des interactions trophiques lacustres est le modèle des « cascades trophiques » (Carpenter & Kitchell 1996), largement vérifié sur des lacs tempérés d'Europe et d'Amérique du Nord (Carpenter & Kitchell 1996 ; Brett & Goldman 1996 ; synthèse de Drenner & Hambright 2002). Les cascades y sont généralement intenses, compte tenu de la sélectivité alimentaire des prédateurs sur les proies de plus grande taille (Brooks & Dodson 1965 ; O'Brien 1979 ; Gardner 1981 ; Stein et al. 1988). D'autres modèles, comme les modèles « bottom-up : top-down » (McQueen et al. 1986), « proie-dépendant » (Persson et al. 1988) et « ratio-dépendant » (Arditi & Ginzburg 1989), explorent qualitativement comment les effets des poissons varient avec le niveau d'enrichissement en nutriments. Tous ces modèles (i) concernent des systèmes où prédominent les poissons planctonophages chassant à vue et (ii) sont fondés sur l'hypothèse simplificatrice d'une structure de type chaîne trophique linéaire où les compartiments fonctionnels sont les propres niveaux trophiques. Cependant, le modèle de « réseau de complexité intermédiaire » (Hulot et al. 2000) testé à partir d'une expérience en mésocosmes démontre l'importance de prendre en compte des compartiments fonctionnels additionnels et l'échec des modèles de chaînes linéaires.

Les réseaux trophiques des lacs (sub)tropicaux semblent fonctionner différemment de leurs homologues tempérés. Les cascades trophiques y seraient moins intenses compte tenu de l'importance de l'omnivorie des consommateurs (Lazzaro 1997 ; Jeppesen et al. 2005 ; Jeppesen et al. 2007). En effet, il existe un gradient latitudinal de biomasse, diversité et groupes fonctionnels chez les poissons planctonophages. Ce gradient est lié aux effets de la température sur la physiologie de ces ectothermes (Horn 1989). Ainsi, dans les systèmes tropicaux peu profonds de basse altitude, ces poissons atteignent des biomasses élevées et sont souvent dominés par des espèces de filtreurs omnivores (i.e. se nourrissant à différents niveaux trophiques) qui consomment à la fois de zooplancton, phytoplancton et détritus (Lazzaro 1987, 1997 ; Fernando 1994). Selon Floeter et al. (2005), les poissons herbivores ne peuvent satisfaire leurs besoins énergétiques en tempéré. Les espèces de poissons (sub)tropicaux auraient donc développé la capacité de s'alimenter sur une nourriture végétale de basse qualité et difficile à assimiler (Horn 1989), contrairement aux systèmes tempérés (et polaires) bien que paradoxalement les biomasses du matériel végétal y soient importantes (Floeter et al. 2004). La basse qualité de cette nourriture et la faible efficacité d'assimilation

imposent aux poissons herbivores (i.e. les filtreurs omnivores) de s'alimenter de façon quasi continue (contrairement aux poissons zooplanctonophages) afin de satisfaire leurs besoins énergétiques (Arrington et al. 2002). L'hypothèse selon laquelle la valeur nutritive de la matière végétale augmenterait aux températures plus élevées pourrait expliquer le gradient latitudinal de diversité chez les poissons herbivores. Ainsi, aux températures élevées, les poissons omnivores n'auraient aucun avantage à inclure de la matière animale dans leur régime alimentaire (Behrens & Lafferty 2007).

La taille corporelle est généralement considérée comme un bon indicateur de la position trophique des communautés piscicoles (Akin & Winemiller 2008). Cependant, en accord avec les résultats expérimentaux de Behrens & Lafferty (2007), la corrélation classique entre taille corporelle et position trophique disparaît sous les climats chauds où les grands poissons se nourrissent systématiquement sur les niveaux trophiques inférieurs. Ceci est vérifié par Lacerot (2010), à partir de régressions entre le $\delta^{15}\text{N}$ et la taille des poissons, sur des communautés piscicoles échantillonnées dans 83 lacs le long d'un gradient latitudinal de 5° S à 55° S le long de la côte Est sud-américaine.

Dans les lacs (sub)tropicaux (abréviation utilisée dans le document : (sub)tropicaux = subtropicaux plus tropicaux), d'autres caractéristiques liées au rapport de tailles corporelles contribuent à réduire l'intensité des cascades trophiques, i.e. la prédominance d'espèces phytoplanctoniques de grande taille peu consommables par le zooplancton herbivore lui-même de petite taille. En effet, sous les climats chauds, le zooplancton est généralement plus petit que dans les régions froides, les espèces de grands herbivores comme les *Daphnia* étant moins diverses, voire souvent absentes (Fernando et al. 1987 ; Gillooly & Dodson 2000). Ceci affecte la position fonctionnelle du zooplancton, sa vulnérabilité à la prédation par les poissons (Brooks & Dodson 1965), ses préférences alimentaires et taux de broutage (Gliwicz & Lampert 1990), ses aptitudes compétitrices (Vanni 1986), son efficacité comme brouteurs du phytoplancton (Dawidowicz 1990 ; Jeppesen et al. 1999), et donc réduit sa capacité à exercer un contrôle descendant ('top-down') sur les algues. Actuellement, l'hypothèse la plus retenue pour la réduction en taille du zooplancton est la pression de prédation exercée par les poissons (Lazzaro 1997 ; Jeppesen et al. 2005, 2007 ; Merrhoff et al. 2007 ; Havens et al. 2009).

Les poissons omnivores ne sont pas limités par la dynamique saisonnière du zooplancton. Ils peuvent aussi consommer du phytoplancton et des détritiques, atteignant donc des biomasses bien plus élevées que celles des zooplanctonophages stricts (Stein et al. 1995 ; Lazzaro 1997 ; Pinel-Alloul et al. 1998). De plus, beaucoup d'espèces de poissons tropicaux se reproduisent tout au long de l'année. Il en résulte une présence permanente de petits poissons, renforçant la pression de prédation sur le zooplancton. Avec un modèle simple, Van Leeuwen et al. (2007) démontrent que la seule reproduction continue des poissons sous les tropiques peut réduire les chances d'un contrôle 'top-down' du phytoplancton par *Daphnia*. Ce modèle prédit que seules de très faibles densités de poissons peuvent produire des phases d'eau claire, mais de façon irrégulière au cours de l'année.

Avec le développement de la théorie sur la stœchiométrie écologique (Sterner & Elser 2002), d'autres effets indirects ont été suggérés pour rendre compte de la variabilité de l'intensité des cascades trophiques. En particulier, le recyclage différentiel des nutriments par les organismes (Vanni & Layne 1997 ; Elser & Urabe 1999 ; Vanni 2002) est un processus essentiel soutenant la croissance du phytoplancton. L'altération de la disponibilité relative en nutriments (N, P) suit les modifications de la structure des réseaux trophiques. Dans la mesure où les nutriments sont recyclés en fonction de la composition élémentaire (maintenue constante) des consommateurs, les nutriments en excès dans la nourriture des consommateurs sont rejetés en plus grande proportion que les nutriments limitants. Les producteurs primaires sont généralement limités en phosphore dans les lacs tempérés (Schindler 1977) et en azote

dans les lacs tropicaux (Ryding & Rast 1989). Paradoxalement, les contraintes stoechiométriques imposées par les structures des réseaux trophiques, qui sont probablement différentes entre les deux systèmes, ne sont pas étudiées.

Nous avons choisi une approche expérimentale afin de comprendre les mécanismes alternatifs responsables de l'absence de cascades trophiques et/ou de l'apparition de cascades trophiques 'non classiques' de faibles intensités. Notre travail est novateur, car les études comparatives des variables influençant l'importance relative des mécanismes de contrôle 'top-down' vs. 'bottom-up' sont rares et concernent seulement les effets des poissons zooplanctonophages prédateurs visuels (Hansson & Carpenter 1993 ; Persson 1997 ; Vanni & Layne 1997 ; Attayde & Hansson 2001a,b). Les travaux couvrant d'amples gradients latitudinaux font défaut (Gyllström et al. 2005). Pour analyser ces mécanismes, nous avons mis en œuvre deux plateformes de mésocosmes (bassins hors-sol de Bel Air et enceintes *in situ* à Dakar-Bango, Figs. 1-2) et utilisé entre autres des sondes automatiques (fluoroprobe BBE et multiparamètre Hydrolab).

MATERIELS ET METHODES (sites, espèces, protocoles...)

Ce travail combine principalement les résultats de quatre expérimentations en mésocosmes au Sénégal. L'**expérience 1** (28 jours) a été réalisée dans 18 enceintes (4 m³) installées *in situ* dans le réservoir de Dakar-Bango, principale source d'eau potable pour la ville de Saint Louis. Elle compare la capacité de contrôle biologique d'une efflorescence induite à cyanobactéries filamenteuses (*Anabaena solitaria* et *A. flos-aquae*), en conditions eutrophes limitées en azote, par différents stades de développement du tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) simulant les impacts de zooplanctonophages (alevins), omnivores (juvéniles), herbivores (subadultes) et deux combinaisons, à leurs biomasses typiques. L'**expérience 2** (63 jours) a été réalisée dans 12 bassins hors-sol (9 m³) de la plateforme de Bel-Air à Dakar, alimentés en eau et plancton du réservoir de Dakar-Bango. En comparant les effets de tilapias du Nil libres vs. en cages de moustiquaire, elle examine l'importance relative de l'omnivorie et de l'excrétion de ce filtreur omnivore sur les communautés planctoniques en conditions enrichies limitées en azote favorisant les cyanobactéries. L'**expérience 3** (63 jours), réalisée dans ces mêmes conditions, compare les impacts de deux cichlidés planctonophages omnivores, le tilapia du Nil (filtreur généraliste) et le tilapia euryhalin (*Sarotherodon melanotheron heudelotii*, plus détritivore et benthophage) sur la physico-chimie et le plancton, en conditions enrichies limitées en azote. L'**expérience 4** (46 jours) a été réalisée dans 24 enceintes *in situ* à Dakar-Bango. Elle compare la magnitude des effets (cascades trophiques vs. autres mécanismes) d'un poisson filtreur omnivore (*O. niloticus*) et d'un petit zooplanctonophage (*Micropanchax* spp.) sur la physico-chimie et le plancton, en fonction de l'accessibilité du sédiment à la bioturbation.

Par ailleurs, nous analysons dans la zone littorale du Lac de Guiers (source d'eau potable de Dakar) colonisée par des macrophytes émergées (*Typha australis* et *Phragmites* spp.), les **migrations nyctémérales** (24 h) verticales et horizontales concomitantes des poissons et du zooplancton afin de vérifier si les effets en cascades de ces mécanismes sont susceptibles de réduire la biomasse phytoplanctonique et augmenter la transparence. Une **analyse topologique** (architecture) nous permet de démontrer les différences de structures et fonctionnement écologique entre des réseaux engendrés par la présence de deux types de prédateurs : un chasseur-à-vue zooplanctonophage (bluegill, *Lepomis macrochirus*) et un filtreur omnivore (gizzard shad, *Dorosoma cepedianum*). Nous comparons les **contraintes stoechiométriques** (recyclage différentiel de l'azote et du phosphore par les organismes) sur la croissance du phytoplancton à partir de deux expériences en mésocosmes, l'une en tropical (plateforme de Bel-Air) et l'autre en tempéré (enceintes *in situ* sur le Lac de Créteil, région parisienne), en présence vs. absence de poissons (tilapia du Nil et gardon *Rutilus rutilus*). A

travers une expérience de courte durée, nous analysons la magnitude de certains effets indirects positifs du tilapia euryhalin ouest-africain *Sarotherodon melanotheron heudelotii* sur la croissance de l'algue planctonique *Chlorella* sp. L'objectif pratique est de maximiser à moindre coût le rendement d'un prototype du système aquacole à recyclage intégral (SARI) en eau verte en conditions subsahariennes. Nous utilisons une **base de données limnologiques** hebdomadaires (programme IRD de l'UR 167 CYROCO) sur le réservoir de Dakar-Bango pour la période 2003-2007 comme référence des dynamiques saisonnières et interannuelles.

RESULTATS

- (a) **L'excès de nutriments et la prévalence de cyanobactéries inhibent les cascades trophiques des poissons** (Exp. 1). - Dans les lacs tropicaux eutrophes en conditions de limitation par l'azote et de prédominance du petit zooplancton herbivore, ni la biomasse ni le type de poissons planctonophages (pas même les herbivores) ne semblent capables de contrôler l'explosion transitoire d'une efflorescence à cyanobactéries. Ceci suggère qu'un tel écosystème peut ne pas se maintenir dans un état trophique approprié à la production d'eau potable, à moins que les impacts anthropiques ne soient limités (Rondel et al. 2008, Fig. 3).
- (b) **Les effets du recyclage des nutriments et de l'omnivorie des poissons filtreurs omnivores peuvent se compenser, inhibant les cascades trophiques** (Exp. 2). - Le zooplancton broute moins de 20% de la biomasse du nanoplancton par jour, tandis que les poissons broutent l'équivalent de la biomasse du microphytoplancton par jour. Compte tenu des lois de l'allométrie, les taux d'excrétion du phosphore par le zooplancton dominé par des espèces de petite taille sont deux fois plus élevés que ceux des poissons. Ce patron est inverse en tempéré. Dans ces conditions de limitation par l'azote, le tilapia a empêché les efflorescences à cyanobactéries, favorisant les chlorophytes, probablement en induisant une co-limitation en azote et phosphore (Lazzaro et al., à soumettre, Fig. 4).
- (c) **Les poissons filtreurs omnivores provoquent des 'cascades trophiques' non classiques, puisque n'altérant ni la structure ni la biomasse du zooplancton** (Exp. 3). - Par rapport à la situation sans poisson, les deux tilapias (seuls ou combinés) doublent la biomasse phytoplanctonique en favorisant les chlorophytes, sans effet sur la biomasse totale du zooplancton, supprimant seulement la biomasse des petits herbivores (cladocères, nauplii, rotifères). Les effets des deux espèces ne diffèrent pas. Ceci suggère des changements de contraintes stœchiométriques imposées par le recyclage différentiel des nutriments par les poissons (Lazzaro et al., en prép., Fig. 5).
- (d) **Les petits poissons zooplanctonophages n'ont pas d'effets en cascades, alors que les filtreurs omnivores induisent des 'cascades trophiques non classiques'** (Exp. 4). - Les petits poissons zooplanctonophages suppriment les $\frac{3}{4}$ de la biomasse du zooplancton (filtreurs inefficaces) sans effet sur le phytoplancton, alors que les filtreurs omnivores induisent le doublement de la concentration en chlorophylle, en l'absence d'effets sur la biomasse du zooplancton. Encore une fois, des contraintes stœchiométriques liées à l'excrétion d'azote par les poissons pourraient compenser la limitation du milieu et favoriser les chlorophytes au détriment des cyanobactéries (Lazzaro et al., en prép., Fig. 6).
- (e) **Les migrations nycthémerales du zooplancton entre les macrophytes de la zone littorale et la zone pélagique sont intenses verticalement et faibles horizontalement** (Lac de Guiers). - La plupart du zooplancton migre verticalement parmi les macrophytes et en eau libre. Les migrations verticales les plus nettes sont réalisées par les cycloïdes et les cladocères. Les poissons sont en majorité nocturnes

ou active à l'aube et ne présentent pas de patrons de migrations spatio-temporelles identifiables. Ces mécanismes tendent à atténuer les cascades trophiques, et donc accroître la susceptibilité à l'eutrophisation et réduire la résilience de l'état d'eau claire (Kâ et al., à soumettre, Fig. 7).

- (f) **La topologie et le fonctionnement écologique des réseaux trophiques dépendent du type de prédateur en sommet de chaîne (Topologie).** – Des études menées en milieux sub-tropicaux ont démontré que l'architecture des réseaux trophiques (connectance, degré d'omnivorie, longueur moyenne des chaînes trophiques, etc.) dépend du comportement de prédation au sommet des chaînes alimentaires. L'approche topologique que nous avons utilisée, basée sur la prise en compte de l'ensemble des liens trophiques entre les espèces, s'est avérée très efficace pour caractériser les réseaux trophiques. Une telle approche pourrait s'avérer particulièrement intéressante en milieux tropicaux caractérisés par la dominance d'espèces omnivores et pour lesquels les schémas classiquement utilisés en milieux tempérés, intégrant les espèces dans quelques niveaux trophiques clairement distincts, sont peu applicables (Lazzaro et al. 2009, Fig. 8).
- (g) **Dans les cascades trophiques observées, les différences entre traitements sans et avec poissons sont plus importantes dans les systèmes tempérés que tropicaux (comparatif).** – En tropical, les effets ne dépendent pas d'une modification classique des communautés zooplanctoniques ou d'une prédominance des cyanobactéries. Les résultats suggèrent une contribution clé de l'excrétion d'azote par les poissons en faveur de la croissance du phytoplancton en conditions de limitation par l'azote. Des contraintes stœchiométriques distinctes pourraient représenter une différence majeure entre les systèmes tempérés et tropicaux (Danger et al. 2009, Fig. 9).
- (h) **Une expérience menée sur des tilapia euryhalins en milieux très riches en N et P a démontré l'existence d'autres processus que l'excrétion d'azote, susceptibles d'augmenter la croissance phytoplanctonique.** - Nos résultats suggèrent l'existence d'un mutualisme algues - *Sarotherodon*, les premières consommant les nutriments en excès susceptibles d'être toxiques pour les poissons à fortes doses, les seconds augmentant la teneur en CO₂ qui limite la photosynthèse dans de tels milieux très eutrophes. Ce mutualisme pourrait être utilisé dans des systèmes d'aquaculture à recyclage intégral (SARI) pour optimiser la production piscicole et réduire la production des déchets azotés liés à cette production (Gilles et al. 2008, Fig. 10).

CONCLUSIONS – PERSPECTIVES

Nos résultats concernant l'occurrence, le type et l'intensité des cascades trophiques induites par les poissons filtreurs omnivores en conditions méso-eutrophes (sub)tropicales peuvent paraître déroutants, dans la mesure où les réponses des réseaux trophiques pélagiques sont difficilement prévisibles, parfois contre-intuitives. Compte tenu de la complexité des mécanismes non linéaires impliqués (boucles de rétroaction, états d'équilibres alternatifs), il n'est pas étonnant que les réponses dépendent étroitement du contexte. Il en découle une indispensable connaissance individuelle minimale de l'architecture (topologie) des communautés biologiques impliquées en relation avec les contraintes nutritives (stœchiométrie).

Nos expériences mettent en évidence la faiblesse ou le caractère 'non classique' des cascades trophiques engendrées par les poissons planctonophages filtreurs omnivores dans les lacs (sub)tropicaux. Ces faibles cascades résultent d'une combinaison de mécanismes (Polis et al. 2000), comme la présence de poissons omnivores, de zooplancton herbivore de petite taille (peu efficace), la prédominance d'efflorescences de phytoplancton de grande taille peu/pas

consommable et un recyclage différentiel de l'azote et du phosphore minéraux par le zooplancton et les poissons en fonction de la structure (topologie) des réseaux trophiques. Dans de telles conditions en tropical, l'applicabilité de l'approche classique des biomanipulations qui vise à contrôler le phytoplancton par une augmentation du broutage par le zooplancton est toujours débattue (Lazzaro, 1997; Pinel-Alloul et al., 1998; Jeppesen et al., 2005).

Notre travail confirme que les cascades trophiques au niveau des communautés ne peuvent apparaître que lorsque les niveaux trophiques sont dominés par des espèces consommables par le niveau trophique immédiatement supérieur (Polis et al. 2000), illustrant l'hypothèse de 'variance-inedibility' (Holt & Loreau 2002). Ainsi, la structure du réseau trophique de la zone pélagique du réservoir de Dakar-Bango semble incapable de contrôler la formation d'efflorescences à cyanobactéries, quelle que soit la conformation de l'assemblage de poissons planctonophages. Des efflorescences à cyanobactéries ou à chlorophytes peuvent se développer, en fonction des contraintes stoechiométriques. Par exemple, il peut s'agir de basculements entre limitation par l'azote et colimitation par l'azote et le phosphore qui peuvent être induits par des changements dans la topologie des réseaux trophiques en fonction des pressions anthropiques et/ou du changement climatique. Il est donc fortement recommandable de poursuivre le programme de suivis limnologiques bi-hebdomadaires mis en place par l'UR 167 CYROCO de l'IRD de 2003 à 2008 sur le réservoir de Dakar-Bango, le Lac de Guiers – les deux principales sources d'eau potable du Sénégal – ainsi que le bas delta du fleuve Sénégal, afin de détecter l'évolution attendue vers l'eutrophisation et prévenir les événements indésirables, tels que les efflorescences phytoplanctoniques.

FIGURES



Figure 1. – Plateforme des mésocosmes de Bel-Air, Campus ISRA-IRD, Dakar, Sénégal, comprenant 12 bassins hors-sol de 10 m³ (Ø 3,2 x 1,2 m) et un bassin de rétention de 105 m³ (13 x 8 x 1 m). L'eau et le plancton sont acheminés par camion-citerne du réservoir de Dakar-Bango, 300 km au Nord-Est (Lazzaro X. © IRD).



Figure 2. – Plateforme de 24 enceintes de 4 m³ (1,5 x 1,5 x 2 m) installées in situ sur le réservoir de Dakar-Bango, plan d'eau d'alimentation en eau potable de Saint-Louis, deuxième ville du Sénégal. De gauche à droite, phases de remplissage et d'échantillonnage (Lazzaro X. © IRD).

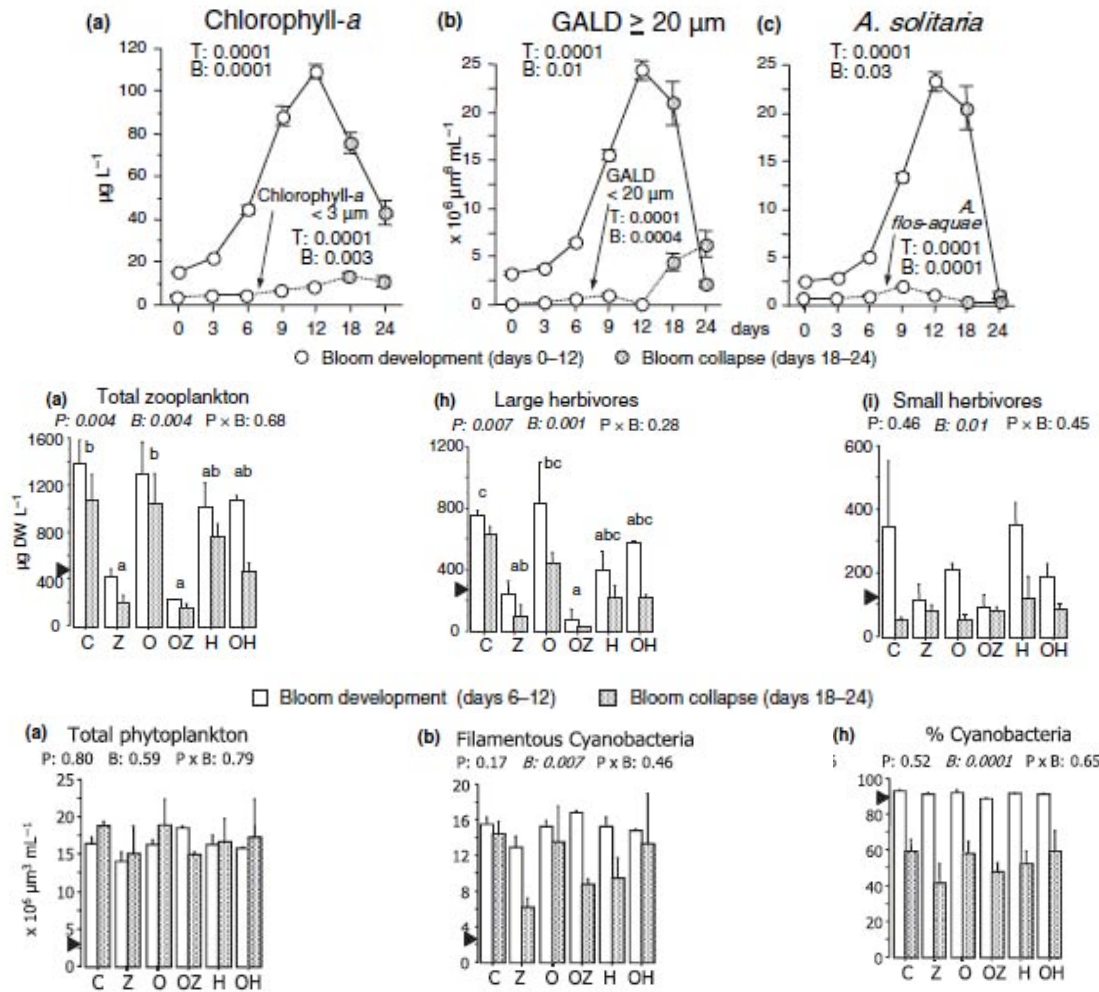
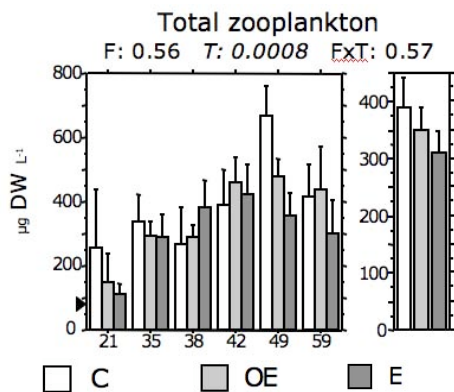


Figure 3 – Haut. - Réponses temporelles de la chlorophylle totale et $< 3 \mu\text{m}$, du biovolume en phytoplancton (GALD = greatest axial linear dimension) ; probabilités (RMA = two-way repeated measure ANOVA) : T = temps (5 dates, jours 6-24), B = période du bloom (développement vs. effacement). Milieu. – Réponses moyennes des biomasses du zooplancton : total, grands et petits herbivores ; probabilités (RMA) : P = type de poisson planctonophage, B = période du bloom, PxB = interaction ; types de planctonophages (par ordre de biomasses croissantes) : C = contrôle sans poisson, Z = alevin zooplanctonophage, O = juvénile omnivore, H = adulte herbivore. Bas. – Réponses moyennes des biovolumes du phytoplancton (total, cyanobactéries) (Rondel et al. 2008).



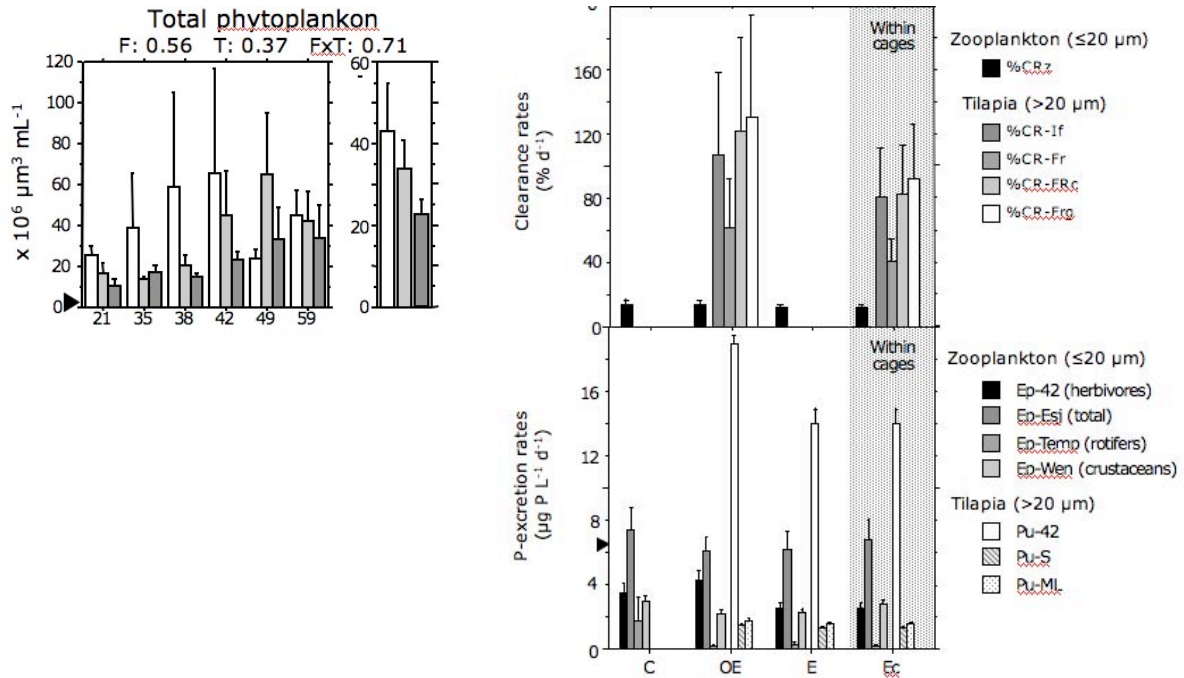


Figure 4. – Gauche. – Réponses temporelles moyennes (\pm SE) des biomasses en zooplancton et des biovolumes en phytoplancton ; probabilités (RMA) : F = effets poisson, T = effets temps, FxT = effets interaction ; moyennes globales par traitements (graphes de droite). Droite. – Moyennes (\pm SE) des taux de filtration du phytoplancton ($\leq 20 \mu\text{m}$ et $> 20 \mu\text{m}$, respectivement) et d'excrétion du phosphore par le zooplancton et les tilapias (différents modèles numériques). Traitements : C = contrôle sans poisson, OE = Omnivorie + Excrétion (tilapias libres dans la colonne d'eau), E = excrétion (tilapias en cages de moustiquaire) (Lazzaro et al., à soumettre).

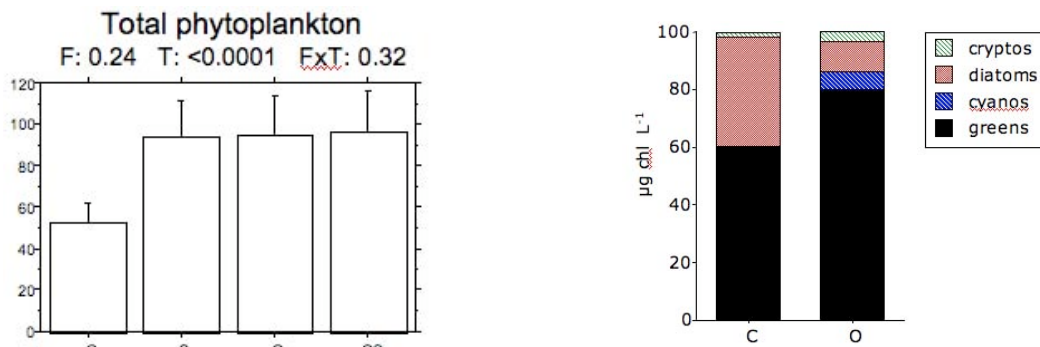


Figure 5. – Gauche. – Réponses moyennes des concentrations en chlorophylle du phytoplancton total ; traitements C = contrôle sans poisson, S = *S. melanoteron heudelotii*, O = *O. niloticus*, OS = combinaison des 2 espèces ; probabilités (RMA) : F = effets poissons, T = effets temps, FxT = interaction. Droite. – Réponses moyennes des concentrations en chlorophylles des groupes taxonomiques du phytoplancton (cryptophytes, diatomées, cyanobactéries et chlorophytes) en absence de poisson (C) et présence de *O. niloticus* (favorise les chlorophytes et les cyanobactéries) (Lazzaro et al., en prép.).

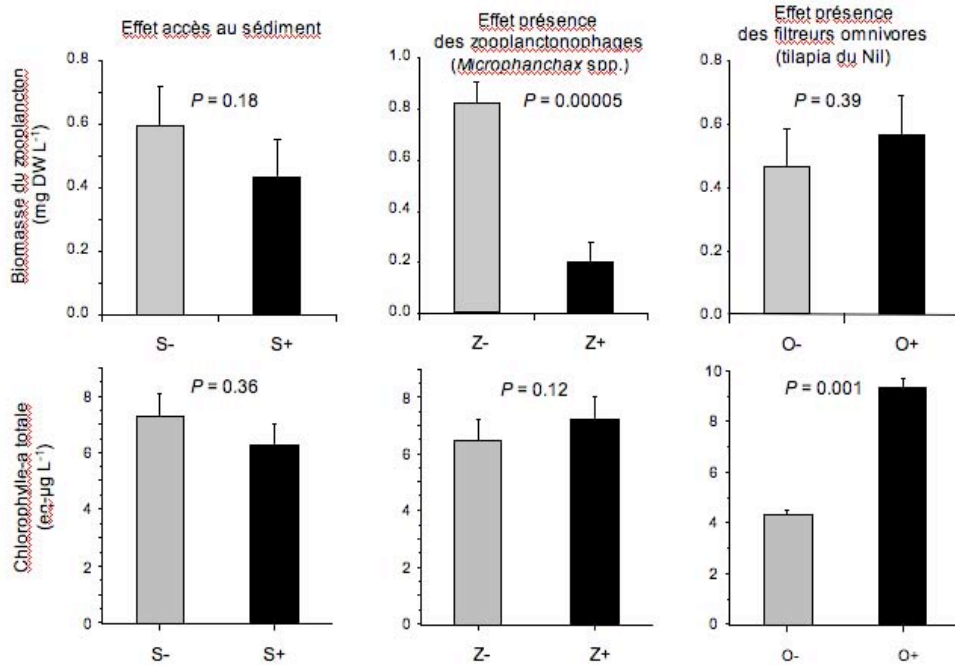


Figure 6. – Réponses moyennes (\pm SE) des biomasses de zooplancton et phytoplancton (chlorophylle) aux effets accès au sédiment (S- = sans accès, S+ = avec) et à l'absence vs. présence de petits zooplanctonophages (Z- et Z+, respectivement) et de filtreurs omnivores (O- et O+); P = probabilités (RMA) (Lazzaro et al., en prép.).

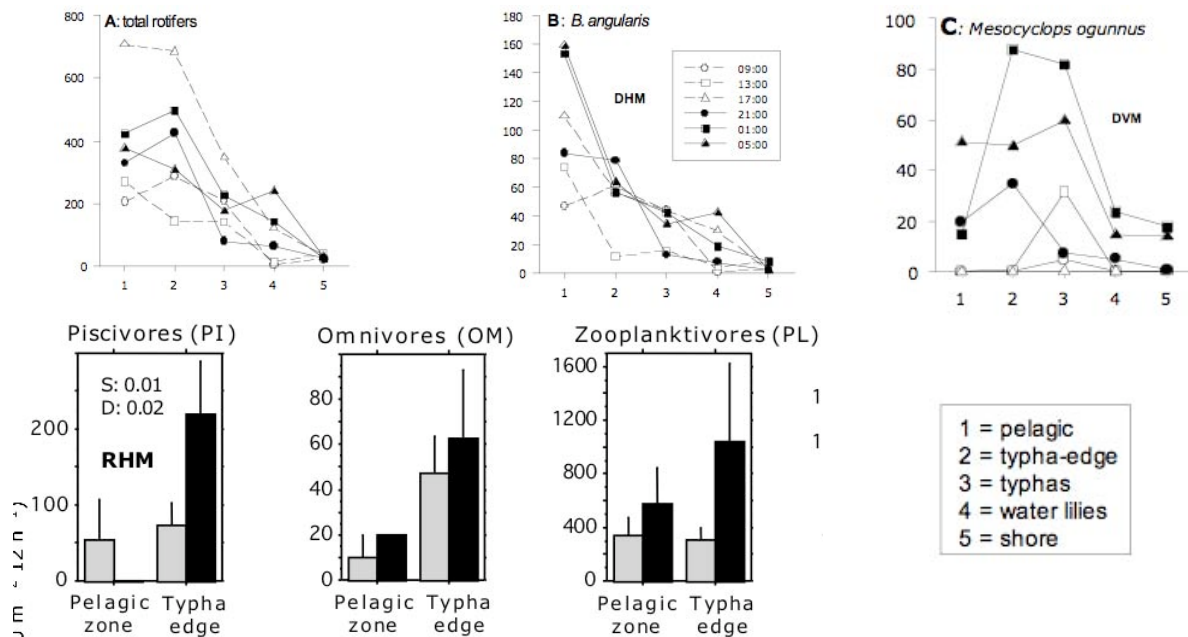


Figure 7. – Haut. - Variations nyctémérales des densités (ind./L) de rotifères, cladocères (*Bosmina angularis*) et copépodes cycloïdes (*M. oregonus*) entre les 5 stations d'échantillonnage du pélagique au littoral (gauche à droite). Bas. – Variation des captures moyennes (\pm SE) des poissons (CPUE, ind./1,000 m²/12 h) entre la zone pélagique et la bordure des typhas, par guildes trophiques (piscivores, omnivores, zooplanctonophages), entre les périodes diurne (barres blanches) et nocturne (barres noires); RHM = migrations horizontales inverses (Kâ et al., à soumettre).

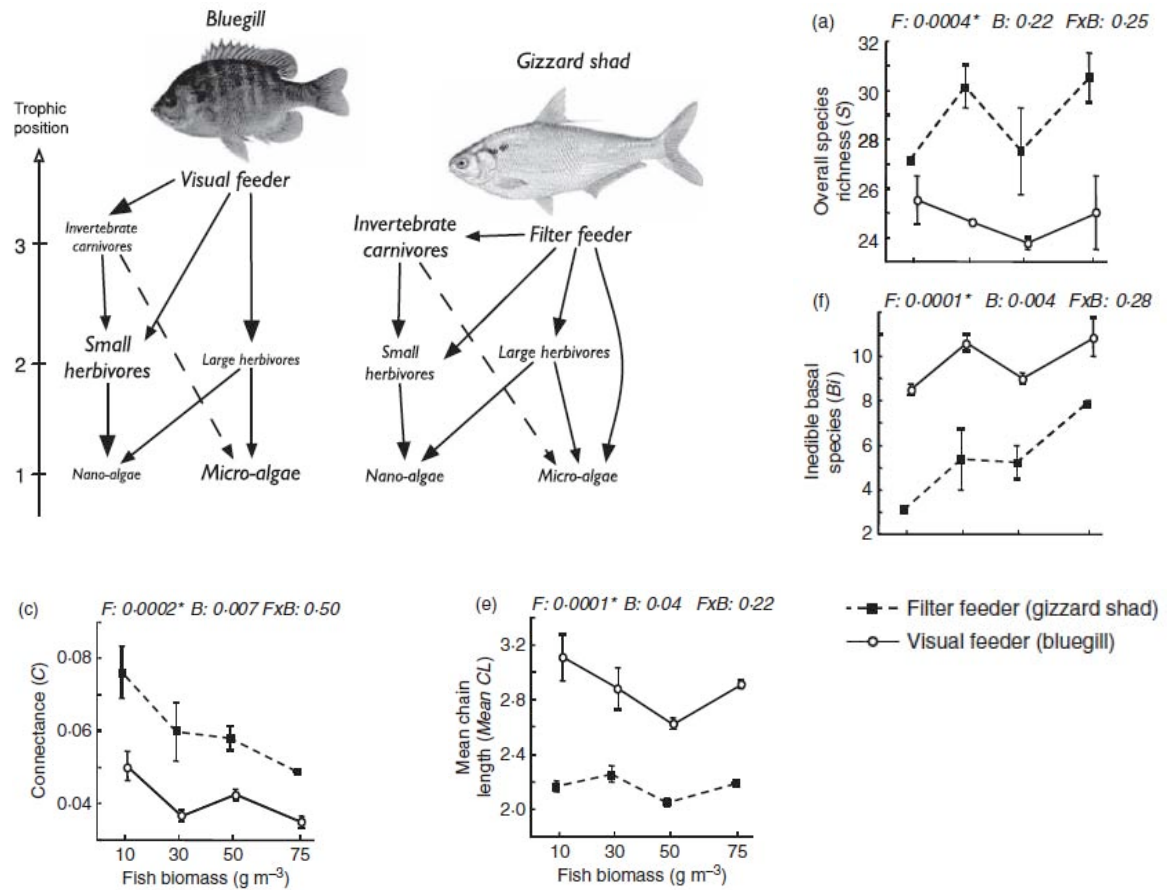


Figure 8. – Interactions trophiques considérées entre les groupes fonctionnels du plancton et la présence de poissons planctonophages modèles de deux types de comportement alimentaire : un spécialiste (bluegill) et un généraliste (gizzard shad). Réponses moyennes (\pm SE) des descripteurs trophiques majeurs en fonction du type de prédateur de sommet de chaînes (chasseur-à-vue zooplanctonophage = bluegill, *Lepomis macrochirus* ; filtreur omnivore = gizzard shad, *Dorosoma cepedianum*) et de sa biomasse (g m⁻³) : richesse spécifique globale (S), richesse spécifique en espèces basales non consommables (Bi), connectance (C), longueur moyenne des chaînes (CL) (Lazzaro et al. 2009).

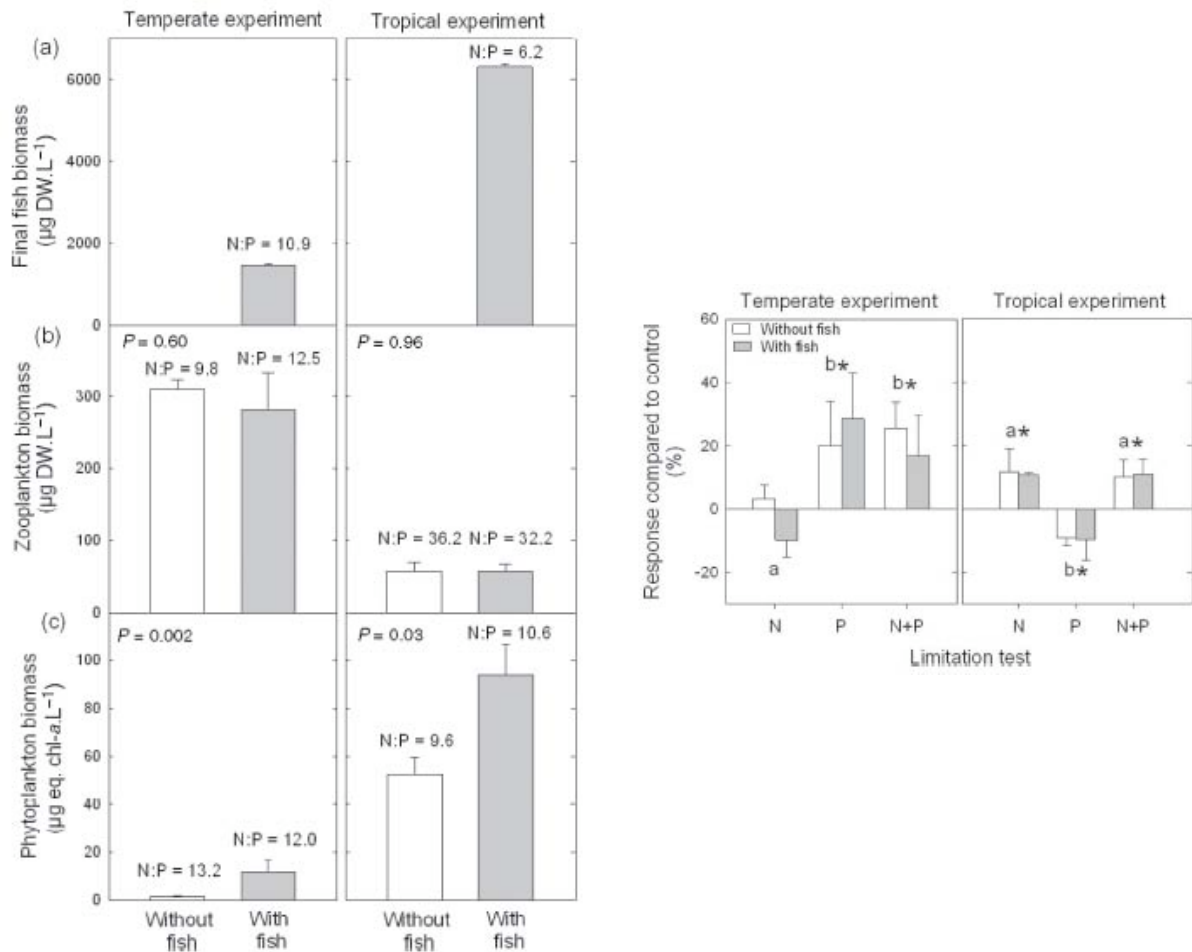


Figure 9. – Gauche. – Comparatif des moyennes (\pm SE) des biomasses de poissons et de zooplancton (en poids sec) et du phytoplancton (chlorophylle) pour les traitements sans et avec poissons des expériences en tempérée (gardon) et en tropicale (tilapia) ; P = probabilités (ANOVA). Les moyennes du plancton correspondent à 4 et 2 dates d'échantillonnage, respectivement. Les rapports N:P molaires des poissons (sensu Dantas & Attayde 2007), du zooplancton et du seston sont indiqués en haut de chaque graphe. Droite.- Moyennes (\pm SE) des réponses du phytoplancton aux tests de limitation pour les deux expériences, mesurées avec la sonde spectrofluorimétrique BBE ; enrichissements : N = azote, P =phosphore, N+P = combiné ; les facteurs limitants sont indiqués par des augmentations significatives, indiquées par * (tests post-hoc de Tukey) (Danger et al. 2009).



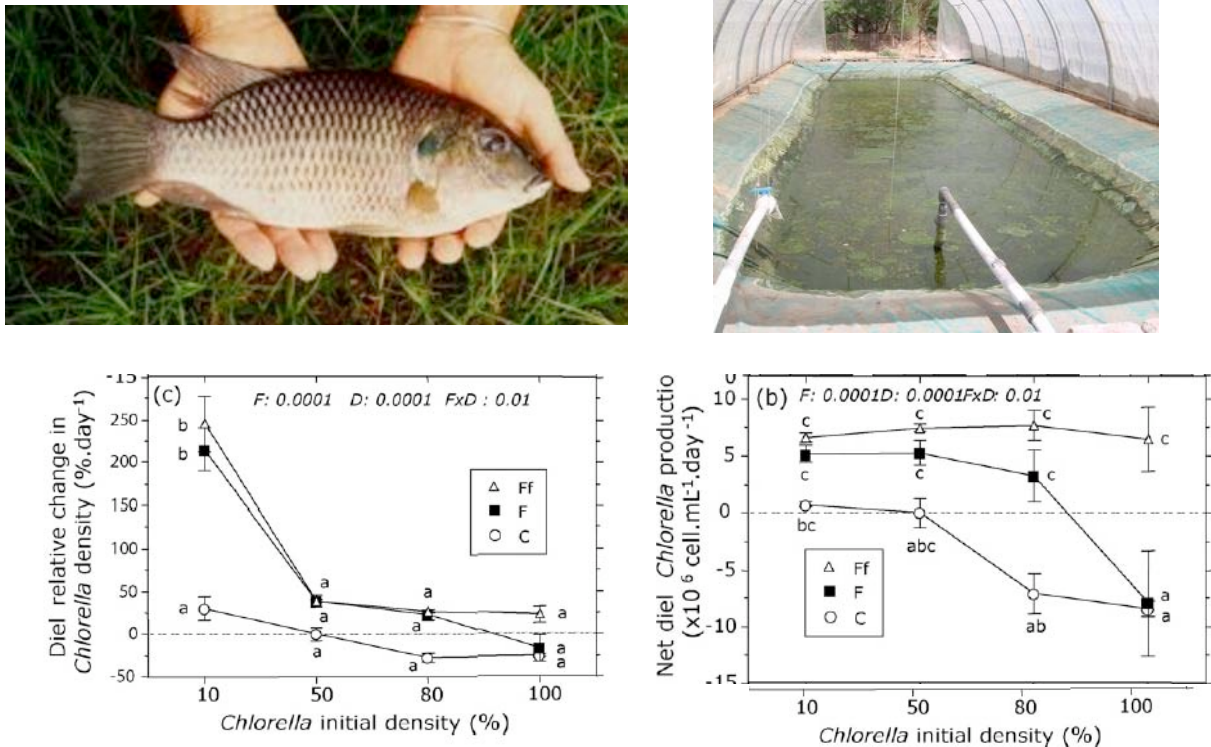


Figure 10. – Haut. - Vue d'ensemble du prototype du Système Aquacole à Recyclage Intégral (SARI), installé sur le Centre IRD de Mbour, Sénégal. Milieu. - *Tilapia euryhalin*, *Sarotherodon melanotheron heudelotii*, filtreur omnivore détritivophage, et vue du bassin de production du phytoplancton, sous serre. Bas. – Production nette journalière et changement journalier relatif de densité de l'algue verte *Chlorella* sp. en fonction de sa densité initiale et des traitements : C = contrôle sans poisson, F = poissons non alimentés, Ff = poissons alimentés (aliment artificiel). Probabilités (RMA) : F = effets poisson, D = effets densité initiale de *Chlorella*, et FxD = effets interaction (Gilles et al. 2008, IRD ©).

REFERENCES

- Attayde J.L. & Hansson L.-A. (2001a) The relative importance of fish predation and excretion effects on plankton communities. *Limnol. Oceanogr.* 46 : 1001-1012.
- Attayde J.L. & Hansson L.-A. (2001b) Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58 : 1924-1931.
- Arditi R. & Ginzburg L.R. (1989) Coupling in predator-prey dynamics: ratio dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139 : 311-326.
- Behrens M.D. & Lafferty K.D. (2007) Temperature and diet effects on omnivorous fish performance : implications for the latitudinal diversity gradient in herbivorous fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64 : 867-873.
- Brett M.T. & Goldman C.R. (1996) A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. *Proc. Nat. Acad. Sci. (USA)* 93 : 7723-7726.
- Brooks J.L. & Dodson S.I. (1965) Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150 : 503-512.
- Carpenter S.R. & Kitchell J.F. (Eds.) (1996) *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Danger M., Lacroix G., Kâ S., Ndour E.H., Corbin D. & Lazzaro X. (2009) Food-web structure and functioning of temperate and tropical lakes: A stoichiometric viewpoint. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 45 : 11-21.

- Dantas M.C. & Attayde J.L. (2007) Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. *J. Fish Biol.* 70 : 100–108.
- Dawidowicz P. (1990) Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton. *Hydrobiologia* 200/201 : 43-47.
- Drenner R.W. & Hambright K.D. (1999) Review: biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Archiv für Hydrobiologie* 146 : 129–165.
- Drenner R.W. & Hambright K.D. (2002) Piscivores, trophic cascades, and lake management. *TheScientificWorldJOURNAL* 2 : 284–307.
- Elser J.J. & Urabe J. (1999) The stoichiometry of consumer-driven nutrient cycling: theory, observations, and consequences. *Ecology* 80 : 735–751.
- Fernando C.H. (1994) Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiologia* : 272, 105–123.
- Fernando C.H., Paggi J.C. & Rajapaksa R. (1987) *Daphnia* in tropical lowlands. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 45 : 107-141.
- Floeter S.R., Behrens M.D., Ferreira C.E.L., Paddock M.J. & Horn M.H. (2005) Geographical gradients of marine herbivorous fishes : patterns and processes. *Mar. Biol.* 147 : 1435-1447.
- Gardner M.B. (1981) Mechanisms of size selectivity by planktivorous fish: a test of hypotheses. *Ecology* 62: 571–578.
- Gilles S., Lacroix G., Corbin D., Bâ N., Ibanez Luna C., Nandjui J., Ouattara A., Ouédraogo O. & Lazzaro X. (2008) Mutualism between euryhaline tilapia *Sarotherodon melanotheron heudelotii* and *Chlorella* sp.—Implications for nano-algal production in warmwater phytoplankton-based recirculating systems. *Aquacultural Engineering* 39 : 113–121.
- Gillooly J.S. & Dodson S.I. (2000) Latitudinal patterns in the size distribution and seasonal dynamics of new world, freshwater cladocerans. *Limnol. Oceanogr.* 45 : 22-30.
- Gyllström M., Hansson L.-A., Jeppesen E., Garcia-Croado F., Gross E., Irvine K., Kairesalo T., Kornijow R., Miracle M.R., Nykaen M., Noges T., Romo S., Stephen D., Van Donk E. & Moss B. (2005) The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnol. Oceanogr.* 50 : 2008-2021.
- Gliwicz Z.M. & Lampert W. (1990) Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* 71 : 691-702.
- Hansson L.A. & Carpenter S.R. (1993) Relative importance of nutrient availability and food chain for size and community composition in phytoplankton. *Oikos* 67 : 257-263.
- Havens K.E., Elia A.C., Taticchi M.I. & Fulton R.S.III (2009) Zooplankton-phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia* 628 : 165-175.
- Holt R.D. & Loreau M. (2002) Biodiversity and ecosystem functioning: the role of trophic interactions and the importance of system openness. In: *The Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Expectations*, A.P. Kinzig, S.W. Pacala & D. Tilman (Eds.), Princeton University Press, Princeton, NJ., pp. 246–262.
- Horn M.H. (1989) Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 27 : 167-272.
- Hulot F.D., Lacroix G., Lescher-Moutoué F. & Loreau M. (2000) Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405 : 340-344.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M. & Lauridsen T. (1999) Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia* 408/409 : 217-231.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Mazzeo N., Meerhoff M., Branco C.C., Huszar V. & Scasso F. (2005) Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes : relevance for subtropical

- and tropical lakes. In Reddy M.V. (Ed.) Restoration and management of tropical eutrophic lakes. Science Publishers, London.
- Jeppesen E., Meerhoff M., Jacobsen B.A., Hansen R.S., Søndergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T.L., Mazzeo N. & Branco C.W.C. (2007) Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581 : 269-285.
- Lacerot G. (2010) Effects of climate on size structure and functioning of aquatic food webs. PhD Thesis, Wageningen University, 96 p.
- Lazzaro X. (1987) A review of planktivorous fishes : Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia* 146 : 97-167.
- Lazzaro X. (1997) Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs ? *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26 : 719-730.
- Lazzaro X., Lacroix G., Gauzens B., Gignoux J. & Legendre S. (2009) Predator foraging behaviour drives food-web topological structure. *Journal of Animal Ecology* 78 : 1307–1317.
- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post J.R., Stewart T.J. & Lean D.R.S. (1989) Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* 59 : 289-309.
- Merrhoff M., Clemente J.M., Teixeira De Mello F., Iglesias C., Pedersen A.R. & Jeppesen E. (2007) Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken clear water state in shallow lakes ? *Global Change Biology* 13 : 1888-1897.
- Moss B., Stephen D., Balayla D.M. et al. (2004) Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 48 : 1633–1649.
- O'Brien W.J. (1979) The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. *Am. Scient.* 67 : 572-581.
- Persson A. (1997) Effects of fish predation and excretion on the configuration of aquatic food webs. *Oikos* 79 : 137-146.
- Persson L., Andersson G., Hamrim S.F. & Johansson L. (1988) Predator regulation and primary productivity along the productivity gradient of temperate lake systems. In Carpenter S.R. (Ed.) *Complex interactions in lake communities*. Springer-Verlag, New York, 45-65.
- Pinel-Alloul B., Mazumder A., Lacroix G. & Lazzaro X. (1998) Lake trophic food webs : structure, function, interactions and spatio-temporal variations. *Revue des Sciences de l'Eau* 11 : 163-197.
- Polis G.A., Sears A.L.W., Huxel G.R. & Strong D.R. (2000) When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology and Evolution*, 15 : 473–475.
- Rondel C., Arfi R., Corbin D., Le Bihan F., Ndour E.H. & Lazzaro X. (2008) A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshwater Biology* 53 : 637–651.
- Ryding S.O. & Rast W. (Eds.) (1989) *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*, UNESCO, Man and the Biosphere Series, Vol. 1, Parthenon Publishing, Paris, 314 p.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B. & Jeppesen E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8 : 275–279.
- Schindler D.W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195 : 260–262.
- Stein R.A., Devries D.R. & Dettmers J.M. (1995) Food-web regulation by a planktivore : Exploring the generality of the trophic cascade hypothesis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 : 2518-2526.
- Stein R.A., Threlkeld S.T., Sandgren C.D., Sprules W.G., Persson L., Werner E.E., Neill W.E. & Dodson S.I. (1988) Size-structured interactions in lake communities. In :

- Carpenter S.R. (Ed.), Complex interactions in lake communities. Springer-Verlag, New York, p. 161-179.
- Sterner R.W. & Elser J.J. (eds.) (2002) Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to biosphere, Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 439 p.
- Vanni M.J. (1986) Competition in zooplankton communities : suppression of small species by *Daphnia pulex*. Limnol. Oceanogr. 31 : 1039-1056.
- Vanni M.J. (2002) Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33 : 341–370.
- Vanni M.J. & Layne C.D. (1997) Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the ‘top-down’ effect of fish on phytoplankton in lakes. Ecology 78 : 21-40.
- Vanni M.J., Arend K.K., Bremigan M.T., Bunnell D.B., Garvey J.E., Gonzalez M.J., Renwick W.H., Soranno P.A. & Stein R.A. (2005) Linking landscapes and food webs: effects of omnivorous fish and watersheds on reservoir ecosystems. BioScience 55 : 155–167.
- Varis O. & Lahtela V. (2002) Integrated water resources management along the Senegal River: introducing an analytical framework. International Journal of Water Resources Development, 18 : 501–521.

II. ACQUIS EN TERMES DE TRANSFERT

(méthodes, recommandations de mise en place et de suivi, coûts, contacts, site de démonstration éventuel...) en se référant dans la mesure du possible aux axes de l'appel à propositions de recherche

Implications pratiques

Gestion des lacs (sub)tropicaux à vocation de production d'eau potable par ingénierie écologique

La charge en nutriments provenant de l'agriculture irriguée et des engrais a déjà augmenté dans l'hydrosystème du Delta du Fleuve Sénégal (Varis & Lahtela 2002) et les problèmes liés à l'eutrophisation risquent inexorablement d'apparaître en conséquence du développement économique et du changement climatique. Afin de maintenir les standards de qualité pour la production d'eau potable à Dakar-Bango et en amont dans le Lac de Guiers, la priorité devrait être de maîtriser les apports en nutriments, particulièrement le phosphore, afin d'éviter les efflorescences nuisibles de cyanobactéries fixatrices d'azote, certaines pouvant être toxiques.

Des mécanismes complexes de rétroaction peuvent empêcher des lacs eutrophes de retourner aux états méso- ou oligotrophique. Ceux-ci comprennent la translocation de nutriments par les poissons des détritiques du sédiment vers la colonne d'eau, et les interactions entre les poissons planctonophages omnivores, les usages des terres du bassin versant et les réseaux trophiques lacustres, qui tous tendent à maintenir les systèmes dans des états très productifs (Vanni et al. 2005). La protection des bancs de macrophytes afin d'éviter le basculement vers l'état d'équilibre turbide caractérisé par la dominance du microphytoplancton (Scheffer et al. 1993 ; Moss et al. 2004), ainsi que la réduction de la biomasse piscicole d'espèces benthophages-détritiphages (via le peuplement de piscivores ou la capture sélective ; Drenner & Hambright 1999, 2002), sont des mesures complémentaires efficaces utilisées dans les systèmes tempérés (Moss et al. 2004).

La généralité des hypothèses et l'importance des mécanismes utilisés dans les approches d'ingénierie écologique (i.e., les biomanipulations de poissons) pour restaurer les lacs tempérés devrait être explorée de façon approfondie afin de gérer avec succès les lacs (sub)tropicaux peu profonds. La prédominance des impasses trophiques, comme les efflorescences à cyanobactéries -- en rapport au broutage inefficace du zooplancton et à l'intense recyclage interne des nutriments -- est une particularité majeure à considérer. Ces

recommandations s'appliquent également à d'autres écosystèmes (sub)tropicaux peu profonds de production d'eau potable en zones semi-arides.

Systèmes aquacoles à recyclage intégral - écologiquement et commercialement durables

Les résultats obtenus sur le prototype du SARI (Gilles S. © IRD), modèle de production piscicole à recyclage intégral en eau saumâtre installé sur le campus de l'IRD à Mbour, sont prometteurs pour maximiser la production en masse du phytoplancton dans les systèmes photosynthétiques de pleine eau, dits en 'eau verte'. Ce mutualisme *Sarotherodon*-nanoalgues est précieux pour le fonctionnement des systèmes de traitement des eaux usées, l'élimination de nutriments des effluents provenant de fermes aquacoles et d'eaux de drainage agricole en régions semi-arides. L'activité aquacole proprement dite est durable en régions tropicales où le rayonnement solaire est intense toute l'année et la température élevée pratiquement constante. Par ailleurs, une telle activité serait économiquement profitable en raison de la triple production (*Sarotherodon*, *Chlorella*, zooplancton herbivore), en plus d'économiser l'eau, l'alimentation artificielle, les engrais, l'enrichissement en CO₂, ainsi que l'énergie pour le brassage de l'eau et l'élimination des algues. L'utilisation d'un tilapia euryhalin comme le *S. melanotheron heudelotii* permet de produire en eau saumâtre, en zones marines littorales ou continentales dégradées et de s'affranchir d'une source importante d'eau douce.

III. LISTE DES PRINCIPALES VALORISATIONS DES RECHERCHES

Articles scientifiques publiés

- Rondel C., Arfi R., Corbin D., Le Bihan F., Ndour E.H. & Lazzaro X.* (2008) A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshwater Biology* 53 : 637–651, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01894.x (IF = 2,861)
- Gilles S., Lacroix G., Corbin D., Bâ N., Ibañez Luna C., Nandjui J., Ouattara A., Ouédraogo O., Corbin D. & Lazzaro X.* (2008) Mutualism between euryhaline tilapia *Sarotherodon melanotheron heudelotii* and *Chlorella* sp. — Implications for nano-algal production in warmwater phytoplankton-based recirculating systems. *Aquacultural Engineering* 39 : 113-121, doi:10.1016/j.aquaeng.2008.09.001 (IF = 0,901)
- Lazzaro X.*, Lacroix G., Gauzens B., Gignoux J. & Legendre S. (2009) Predator foraging behaviour drives food-web topological structure. *Journal of Animal Ecology* 78 : 1307–1317, doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01588.x (IF = 3,714)
- Danger M.*, Lacroix G., Kâ S., Ndour E.H., Corbin D. & Lazzaro X. (2009) Food-web structure and functioning of temperate and tropical lakes: a stoichiometric viewpoint. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 45 : 11-21, DOI: 10.1051/limn/09001 (IF = 0,981)

Articles scientifiques à soumettre (fin 2010)

- Kâ S., Pagano M., Ndour E.H., Thiaw O.T. & Lazzaro* X. Fish-zooplankton diel migrations in a shallow tropical lake - Can emergent macrophytes weaken pelagic trophic cascades? *Freshwater Biology* (IF = 2,861).
- Lazzaro* X., Rondel C., Arfi R., Corbin D. & Ndour E.H. Compensatory top-down and bottom-up control by an omnivorous filter-feeding fish. *Freshwater Biology* (IF = 2,861).

Articles scientifiques prévus, en préparation

- Lazzaro* X., Lacroix G., Danger M., Pagano M., Arfi R., Corbin D., Carré C., Rose Ngom, Ndour E.H. & Ndour A. Predator type drives trophic cascade strength via differential mechanisms. [DB07]

Lazzaro* X., Lacroix G., Danger M., Arfi R., Corbin D., Rose Ngom, Carré C., Ndour E.H. & Ndour A. Interactions between two detritivorous cichlids on plankton communities and influence of water mixing. [MBA06]

Communications orales à des colloques nationaux

- Lacroix G., Lazzaro X. & Gignoux J. (2006) Comportement de prédation, omnivorie et structure topologique des réseaux trophiques: Conséquences fonctionnelles. 8èmes Journées d'Ecologie Fonctionnelle (JEF), 8-9/03/06, Nouan-le-Fuzelier.
- Danger M., Lacroix G., Kâ S., Corbin D. & Lazzaro X. (2007). Rôle des poissons omnivores dans la détermination de la structure des réseaux trophiques aquatiques tropicaux - Une comparaison tempéré-tropical. 50ème Congrès AFL, 13-15/11/07, Univ. Paul Sabatier, Toulouse. <http://www.afl2007.ups-tlse.fr/>
- Mendoza M. & Pagano M. (2008) Effets de la cyanobactérie *Cylindrospermopsis raciborskii* sur un copépode estuarien tropical *Pseudodiaptomus hessei*. Doctoriales, Univ. de la Méditerranée, Marseille, 22-26/06/08.
- Lazzaro X., Attayde J.L., Lacroix G. & Danger M. (2008) Trophic interactions in temperate and tropical shallow lakes: Food-web topology and stoichiometric viewpoints. Communication plénière, Shallow Lakes Conference, Uruguay, 23-28/11/08: <http://www.shallowlakes2008.org/>

Thèse de doctorat

Rondel C. (2007) Étude expérimentale du rôle fonctionnel des poissons planctonophages sur la structure des communautés planctoniques et dans le contrôle des efflorescences dans un lac tropical peu profond. Doctorat, Univ. Montpellier 2, EDBI, 14/12/07. Co-Directeurs : Lazzaro X. & Arfi R.. Financement IRD (VCI) et Fondation des Treilles : <http://www.sudoc.abes.fr/DB=2.1/SET=3/TTL=1/REL?PPN=12276692X>

Habilitation à diriger des recherches

Lazzaro X. (2009) Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. HDR, UPMC, 115 p. 21/12/09, ENS : http://www.com.univ-mrs.fr/IRD/cyroco/pdf/formation/hdr_lazzaro_211209.pdf

Communications dans les médias - Internet

- Lazzaro X. (2007) Expérience écologique sur la qualité d'eau du Réservoir de Dakar-Bango, source d'eau potable pour la ville de Saint Louis, Sénégal. Entretien-reportage vidéo de 2'45", Canal IRD, déc. 2007 : www.ird.fr/la-mediathèque/videos-en-ligne-canal-ird/experience-ecologique-sur-la-qualite-d-eau-du-reservoir-de-dakar-bango/l-eau-du-reservoir-de-dakar-bango
- Lazzaro X. (2007) Revisiter le modèle des cascades trophiques dans les lacs tropicaux. Rapport d'activité IRD 2007 - Thème "Ressources en eau et accès à l'eau", p. 20. Synthèse du programme CYBIOM au Sénégal : www.ird.fr/l-ird/rapports-d-activite-annuels/2007

Enseignements

Lazzaro X. (2005-2007) Impact des poissons sur les réseaux trophiques lacustres. Cours et séminaires de DEA de l'Institut Universitaire de Pêche et Aquaculture (IUPA), Université Cheikh Anta Diop (UCAD), Dakar, Sénégal.

RESUMES

En français

RESUME

½ à 1 page

L'applicabilité du modèle des 'cascades trophiques' développé et vérifié sur les lacs tempérés est débattue pour les lacs (sub)tropicaux peu profonds, compte tenu des particularités de structure et fonctionnement de leurs réseaux trophiques. Les poissons planctonophages y sont dominés par des espèces de filtreurs omnivores, le zooplancton herbivore est de petite taille et les efflorescences de microphytoplancton non consommable, en particulier des cyanobactéries, sont fréquentes en conditions meso-eutrophes. Lorsque les niveaux trophiques sont dominés par des espèces peu consommables par le niveau trophique immédiatement supérieur, nous analysons les mécanismes alternatifs pouvant soit empêcher le développement de cascades, soit engendrer des 'cascades trophiques non classiques'. Pour cela, nous avons réalisé au Sénégal des expériences en mésocosmes hors sol à Dakar et en enceintes *in situ* sur le réservoir de Dakar-Bango. Nous avons utilisé l'eau et le plancton de ce réservoir, principale source d'eau potable pour la ville de Saint-Louis, et le tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) dont les stades de développement sont des modèles de chasseur à vue zooplanctonophage et filtreur omnivore, successivement.

Nous avons analysé le rôle inhibiteur des nutriments et des efflorescences à cyanobactéries, les effets antagonistes de l'excrétion et de l'omnivorie, les effets de petits chasseurs à vue zooplanctonophages vs. de filtreurs omnivores, les migrations concomitantes du zooplancton et des poissons entre les zones pélagique et littorale, le rôle des prédateurs de sommet de chaîne sur la topologie et le fonctionnement des réseaux trophiques, l'intensité et le type de cascades entre milieux tempéré et tropical, ainsi que le mutualisme poissons-algues dans un système aquacole. Nous mettons en évidence l'importance des interactions entre topologie des réseaux trophiques et contraintes stœchiométriques.

La poursuite des suivis limnologiques mis en place par l'IRD nous paraît indispensable d'un point de vue préventif, tout comme le contrôle des apports en nutriments (en particulier le phosphore) et la conservation des macrophytes afin d'éviter un basculement vers un état d'équilibre turbide dominé par une biomasse excessive de phytoplancton. En milieux (sub)tropicaux, nous suggérons d'approfondir les recherches concernant les réponses des algues aux poissons omnivores et aux nutriments (N, P) car elles dépendent étroitement du contexte. Ce progrès dans les connaissances permettra de mettre en place des approches relevant de l'ingénierie écologique capables de contrôler avec succès le développement de l'eutrophisation, indésirable dans des systèmes de production d'eau potable.

MOTS CLES

Eutrophisation, efflorescences, cyanobactéries, lacs (sub)tropicaux peu profonds, omnivorie, cascades trophiques, réseaux trophiques, topologie, stœchiométrie, tilapia du Nil, expériences en mésocosmes, ingénierie écologique, restauration

In English

ABSTRACT

½-1 page

The applicability of the ‘trophic cascade’ model developed and verified in temperate lakes is still debated for (sub)tropical shallow lakes, given their food-web peculiarities in structure and functioning. Planktivorous fish are dominated by filter-feeding omnivorous species, herbivorous zooplankton is small-bodied, and microphytoplankton blooms, particularly cyanobacteria, are frequent in meso-eutrophic conditions. When trophic levels are dominated by species poorly edible by the immediately superior trophic level, we analyze alternative mechanisms that can either prevent cascades to occur, or generate ‘non-classical trophic cascades’. To do so, in Senegal we have performed experiments in above-ground mesocosms and in enclosures within Dakar-Bango reservoir. We have used the water and plankton from this reservoir, main source of drinking water for the city of Saint Louis, and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), the development stages of which are models of visually feeding zooplanktivores and filter-feeding omnivorous planktivores, successively.

We have analyzed the inhibitory role of excessive nutrients and cyanobacteria blooms, the antagonistic effects of excretion and omnivory, the effects of visually feeding zooplanktivores and filter-feeding omnivores, the concomitant migrations of zooplankton and fish between the pelagic and littoral zones, the role of top-predators on the topology and functioning of food webs, the intensity and type of cascades between temperate and tropical systems, as well as the fish-algae mutualism in an aquacultural setup. We reveal the importance of interactions between food-web topology and stoichiometric constraints.

We believe that following up the limnological monitoring program started by IRD is necessary preventively, as well as controlling nutrient inputs (particularly phosphorus) and preserving macrophytes in order to prevent the shift towards a turbid-state stable equilibrium dominated by an excessive phytoplankton biomass. In (sub)tropical systems, we suggest to strengthen research concerning the algal responses to omnivorous fish and nutrients (N, P), because they are highly context-dependent. This knowledge improvement will enable to develop appropriate approaches based on ecological engineering, able to successfully control eutrophication, undesirable in systems that supply drinking water.

KEY WORDS

Eutrophication, blooms, cyanobacteria, shallow (sub) tropical lakes, omnivory, trophic cascades, food webs, topology, stoichiometry, Nile tilapia, mesocosm experiments, ecological engineering, restoration