

## MODELE COUPLE DYNAMIQUE-ECOLOGIE POUR LA LAGUNE DE BIZERTE

Béchir BEJAOU<sup>1,\*</sup>, A. HARZALLAH<sup>1</sup>, M. MOUSSA<sup>2</sup> et A. CHAPELLE<sup>3</sup>

1. Laboratoire du milieu marin : Institut National des Sciences et Technologies de la Mer.

28, rue du 2 mars 1934, 2025, salammbô. Tunisie.

2 : Laboratoire d'Hydraulique : Ecole Nationale d'Ingénieurs de Tunis

- BP 37, 1002 - Tunis le Belvédère. Tunisie.

3. Laboratoire Environnement : IFREMER DEL Brest,

BP 70, 29280 Plouzané, France.

\*bejaoui.bechir@instm.rnrt.tn

### ملخص

نمذجة رقمية هيدروإيكولوجية لبحيرة بنزرت : يتعلق هذا العمل بإعداد نمذجة رقمية هيدروإيكولوجية لبحيرة بنزرت. إن دراسة نظام حركية المياه ببحيرة بنزرت قد تم بالاعتماد على نمذجة رقمية ثلاثية الأبعاد حسب مقاييس نموذج برنستون للمحيطات (*Princeton Ocean Model*) المتأثر بالمعطيات المناخية. أما عن النمذجة الرقمية الإيكولوجية فقد تم وضعها بالاعتماد على السلسلة الغذائية ببحيرة بنزرت.

تبرز نتائج محاكاة المتغيرات المشار إليها أعلاه وجود تطابق مع المعطيات الميدانية. ويلاحظ أنه بالنسبة للتغيرات الموسمية للأوكسجين وجود تطابق، وبشكل جيد، مع نتائج النمذجة الرقمية. كما بينت الدراسة وجود نسبة مرتفعة من الأوكسجين بالماء بفصل الخريف إلا أن نسبة الكثافة تكون منخفضة بفصل الصيف.

كما أن التغير الموسمي لليخضور "أ" بين وجود قمتان اثنتان موزعتان كما يلي: ظهرت القمة الأولى في فصل الربيع، أما الثانية، وهي أكثر أهمية ظهرت، خلال شهر سبتمبر.

كلمات مفاتيح: نموذج هيدروإيكولوجي، فيتوبلانكتون، زوبلانكتون، مواد مغذية، أكسجين.

### RESUME

Ce travail porte sur le développement d'un modèle hydroécologique tridimensionnel basé sur deux éléments nutritifs l'azote et le phosphore.

Le modèle hydrodynamique est forcé par des données climatiques mensuelles NOAA. Le modèle écologique a été développé en se basant sur deux éléments nutritifs l'azote et le phosphore en interaction avec le phytoplancton et le zooplancton. Le modèle écologique est constitué de deux compartiments, la colonne d'eau et la couche supérieure de sédiment. Huit variables d'états caractérisent la colonne d'eau et six le compartiment sédiment.

Comme première application, le modèle a été testé sur la lagune de Bizerte. Une comparaison entre les résultats des simulations et les observations a montré que le modèle a pu reproduire d'une manière satisfaisante les observations réalisées dans la lagune. Deux pics de phytoplancton ont été simulés. Un premier pic bien prononcé au printemps et un deuxième pic moins important au mois de septembre. La variation saisonnière de l'oxygène dissous est relativement bien reproduite par le modèle. Les concentrations élevées ont été retrouvées en hiver alors que les faibles concentrations en été.

**Mots clés :** Modèle Hydroécologique, Phytoplancton, Zooplanctons, Nutriments, Oxygène dissous

### ABSTRACT

**A dynamical-ecological coupled model for the Bizerte lagoon :** This work concerns the development of a three dimensional hydroecological model based on two nutrient elements, nitrogen and phosphorus. The hydrodynamic model is 3D forced by monthly climatic data of NOAA. The ecological model was developed based on two nutrient elements, nitrogen and phosphorus in interaction with the phytoplankton and zooplankton. The ecological model is made up with two compartments, the water column and the sediment layer. Eight state variables are used to characterize the water column and six state variables for the sediment layer.

As a first application, the model was tested on the Bizerte Lagoon. A comparison between simulations and observations showed that the model can reproduce with satisfactory way the observations carried out in the Bizerte Lagoon. Two phytoplankton peaks were simulated. The first one well pronounced in spring and the second one which is less significant in September. The seasonal variation of dissolved oxygen is well simulated. The high concentrations were simulated in winter whereas the low ones in summer.

**Key words :** Hydroecological Model, Phytoplankton, Zooplankton, Nutrients, Dissolved Oxygen.

## INTRODUCTION

L'activité agricole intense ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement les apports terrigènes en sels minéraux dans les milieux aquatiques. Cet enrichissement a causé un déséquilibre des milieux aquatiques qui se manifeste par une production algale suivie souvent par une chute de l'oxygène dissous préjudiciable à la faune. Ce phénomène d'eutrophisation est en relation directe avec le temps de résidence des écosystèmes. Les milieux à renouvellement très lent sont les plus touchés par ce phénomène. A l'opposé, les cours d'eau qui se caractérisent par un temps de résidence relativement faible sont les moins vulnérables. Ce phénomène d'eutrophisation commence à toucher les grands estuaires (Loire (France); Saint-Laurent (Canada); Mondego (Portugal)), les baies côtières (Baie de Tunis (Tunisie); Golfe de Gabès (Tunisie), Arcachon (France); Golfe de Trieste (Italie)) et même les vastes zones marines influencées par les apports des fleuves (Menesguen, 1992).

Un effort en matière de modélisation numérique a été déployé dans le but de comprendre certains phénomènes et proposer des scénarios de restauration des écosystèmes dégradés. Les études relatives à ce sujet ont été menées aux Etats Unis (Thomann et al., 1975; Di Toro et Connolly, 1980) et au Danemark (Jacobsen et Jorgensen, 1975; Jorgensen et al., 1975; Jorgensen, 1976; Jorgensen et al., 1978).

Vu la complexité des processus biologiques et physiques, le développement de modèles écologiques a été ralenti (Fransz et Verhagen, 1985; Mommaerts et al., 1984; Malmgren-Hansen et al., 1984; Humphries et al., 1984). A partir de 1990, le développement de modèles écologiques a trouvé son essor (Bacher, 1989, Chapelle et al., 1994; Ben Charrada, 1997; Ben Slimane, 1990; Raillard, 1994) pour atteindre les processus microscopiques. Ainsi, les modèles écologiques intègrent d'autres composantes tels que les ulves et les bivalves et ce dans le but d'étudier leurs interactions avec le milieu (Ben Slimane, 1990; Moussa, 2005; Bacher et al., 1996).

Récemment, plusieurs travaux ont été focalisés sur l'exploitation des écosystèmes lagunaires comme la lagune d'Aetoliko en Grèce (Dassenakis et al., 1994), la lagune de Ghar El Melh en Tunisie (Moussa et al., 2005) et l'étang de Thau en France (Gangnery et al., 2003). Cette exploitation s'est traduite par des activités conchylicole et aquacole qui ont généré de sérieux problèmes environnementaux. L'une des conséquences de l'accumulation de la bio-déposition des bivalves est l'épuisement de l'oxygène dissous dans l'eau par la décomposition des matières organiques (Menesguen, 1992). Plusieurs études ont été lancées dans le but de comprendre les causes génératrices. Dans le même contexte, d'autres modèles ont été développés pour étudier l'impact des bivalves sur le milieu ainsi que la capacité trophique des écosystèmes (Bacher, 1989, Raillard, 1994; Bacher et al., 1996; Grant et al., 2007).

Plus récemment, les modèles écologiques ont été couplés à des modèles de circulation à trois dimensions pour tenir compte des différents facteurs physiques (Marcer et al. 1991; Arhonditsis et al., 2002; Haith et Tubbs, 1981).

L'objectif de ce travail est le développement d'un modèle hydro-écologique tridimensionnel des écosystèmes marins. Pour atteindre cet objectif, il faudrait compléter le modèle hydrodynamique par l'intégration (ou couplage) d'un module de simulation du fonctionnement écologique (dans notre cas NPZ : Nitrogen – Phytoplankton - Zooplankton) des milieux aquatiques. Les fonctions de bases, les cinétiques des différentes variables ainsi que l'interaction entre elles ont été basées sur la littérature. L'ajustement des paramètres du modèle a été réalisé en se basant sur des mesures *in-situ* collectées durant l'année 2004. Le modèle couplé ainsi développé constitue un outil pour étudier le fonctionnement hydro-écologique des écosystèmes marins. Comme première application de ce modèle, la lagune de Bizerte a été choisie. Le choix de la lagune de Bizerte est justifié par plusieurs considérations. De point de vue économique, la lagune constitue l'un des principaux lieux stratégiques de la Tunisie. Elle constitue aussi un lieu important de sauvegarde de l'environnement et de la biodiversité en raison de sa proximité et de son interaction avec le Lac Ichkeul. D'autres part, la lagune est relativement profonde et se prête particulièrement bien à tester un modèle hydroécologique tridimensionnel.

La lagune de Bizerte est située au nord de la Tunisie (latitude : 37°8'-37°14' N, longitude : 9°46'-9°56' E). Elle s'étend sur une superficie de 128 km<sup>2</sup> (la largeur maximale est de 11 km et la longueur maximale est de 13 km) (Figure 1). Elle communique avec la mer par un goulet de 6 km de longueur. La profondeur moyenne de la lagune est de 7 m. Les régions profondes sont le centre de la lagune (9 m) et le goulet (12 m) (Figure 2). La lagune est reliée dans sa partie ouest à un second plan d'eau, le lac Ichkeul, par l'intermédiaire du canal Tinja d'environ 5 km de long et de quelques mètres de profondeur (3 mètres en période de crue). Le canal est actuellement équipé d'écluses permettant de gérer les échanges entre le lac Ichkeul et la lagune de Bizerte. Des villes en expansion urbaine et industrielle (Bizerte, Menzel Jemil, Menzel Abderrahmen et Menzel Bourguiba) jonchent le pourtour de la lagune.

## DESCRIPTION DU MODELE HYDROECOLOGIQUE

### A. MODELE DYNAMIQUE

Le modèle dynamique de la lagune de Bizerte est inspiré du modèle *POM* basé sur les équations primitives de la circulation et de la thermodynamique (Blumberg et Mellor, 1987). C'est un modèle à trois dimensions permettant de simuler la surface libre. Ce modèle adoptant le système de coordonnées sigma a été déjà utilisé dans de nombreuses études sur des zones côtières

justifie notre choix (Blumberg et Mellor, 1983; Werner, 1987).

Les équations de base du modèle sont les équations primitives de la dynamique en écoulements turbulents, écrites en coordonnées sigma (Philips, 1957 ; Blumberg et Mellor 1980 et 1987 ; Mellor et Wang, 1996 ; Mellor, 1998). La masse volumique de l'eau est peu variable autour d'une moyenne supposée constante ce qui justifie l'approximation de Boussinesq. L'approximation de Boussinesq ainsi que l'hypothèse d'une répartition hydrostatique de la pression ont été adoptées. L'équation d'état utilisée est celle de l'UNESCO modifiée par Mellor (1991).

La grille du modèle (Figure 3) est curviligne orthogonale de type *Arakawa C* (Mesinger et Arakawa, 1976).

Elle est constituée de 61x52 mailles et 11 niveaux verticaux. L'espace suivant la longitude varie entre 75 et 495 m et suivant la latitude il est compris entre 218 et 686 m. La lagune de Bizerte telle qu'elle est reproduite par le modèle est connectée à la Méditerranée à travers le goulet et au lac Ichkeul à l'ouest à travers le canal Tinja (Harzallah, 2003). Les rivières sont prises en comptes dans le modèle comme conditions aux limites latérales.

La température ( $T$ ), la salinité ( $S$ ) et la masse volumique ( $\rho$ ) sont calculées aux centres des mailles entre deux niveaux sigma. Les composantes de la vitesse  $u$  et  $v$  sont décalées de  $\Delta x/2$  vers l'ouest et  $\Delta y/2$  vers le sud par rapport au centre, respectivement ( $\Delta x$  et  $\Delta y$  sont les dimensions de la maille). Elles sont aussi

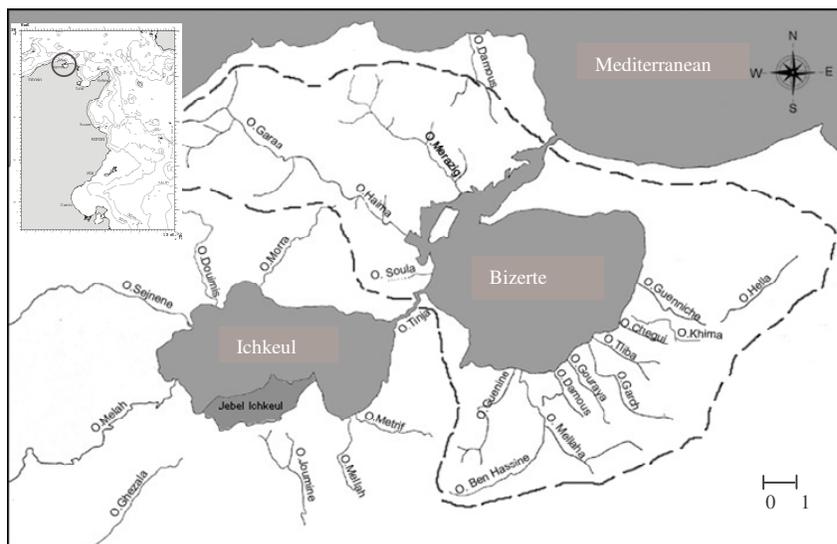


Fig. 1. Situation géographique et délimitation du bassin versant de la lagune de Bizerte

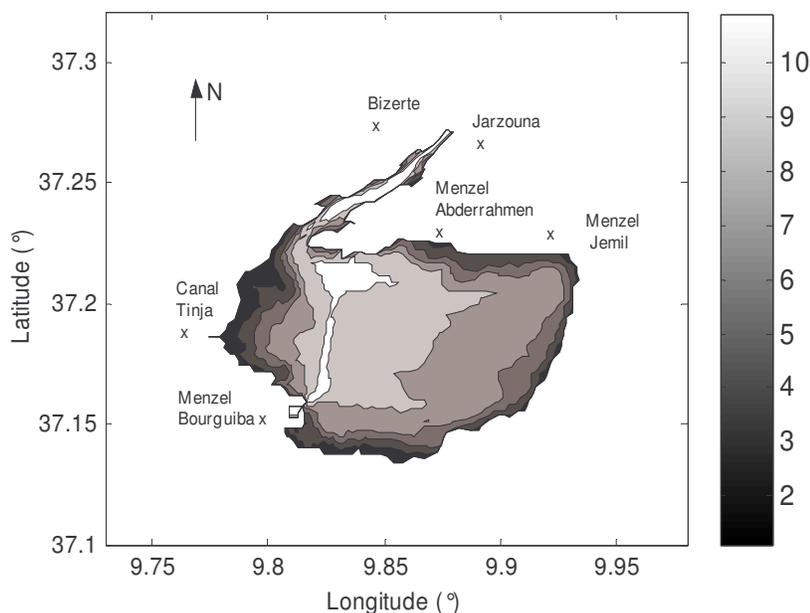


Fig. 2. Bathymétrie de la lagune de Bizerte

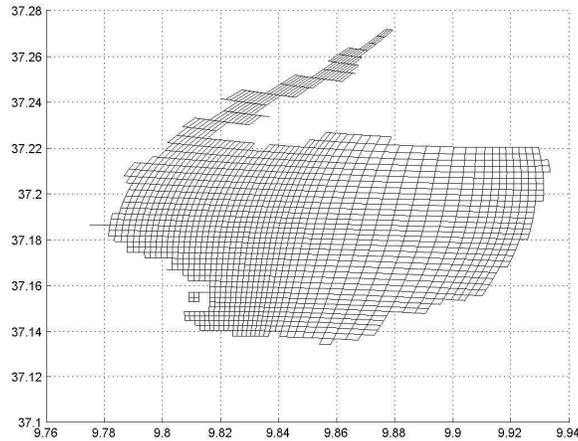


Fig. 3. Grille du modèle de la lagune de Bizerte

calculées entre deux niveaux sigma. L'énergie cinétique turbulente ( $q^2$ ) et la longueur de mélange ( $\ell$ ), les coefficients de turbulence ( $KM$  et  $KH$ ) ainsi que la vitesse verticale  $w$  sont aussi calculés aux centres des mailles mais aux niveaux sigma. Le niveau d'eau ( $\eta$ ) est calculé au centre de la maille alors que les vitesses barotropes  $ua$  et  $va$  sont décalées de  $\Delta x/2$  et de  $\Delta y/2$  comme les composantes  $u$  et  $v$  de la vitesse barocline.

## B. MODELE ECOLOGIQUE

### 1. Conception du modèle

La conception du modèle écologique est basée sur la chaîne trophique dans la lagune de Bizerte. D'après la bibliographie consultée, une relation existe entre l'évolution du phytoplancton et la disponibilité de la matière minérale azotée et phosphorée. Ainsi, la chaîne alimentaire est composée de deux niveaux trophiques, le phytoplancton et le zooplancton en interaction avec l'azote et le phosphore. L'analyse des sédiments de la lagune de Bizerte nous a conduit à intégrer la composante sédiment dans le modèle. Ainsi, le modèle est constitué de deux compartiments, la colonne d'eau et le sédiment. Huit variables d'états caractérisent la colonne d'eau et six variables d'états caractérisent le compartiment sédiment. Les variables d'états du modèle sont ( $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $PO_4$ ,  $Phyt$  et  $Zoo$ ).

Sur la figure 4 est présenté l'organigramme conceptuel du modèle écologique de la lagune de Bizerte. Les figures 4a et 4b représentent l'interaction de la chaîne trophique respectivement avec l'azote et le phosphore.

L'azote se trouve sous deux formes, organique et minérale. La forme minérale est composée de deux éléments l'ammonium et le nitrate. Le  $NO_3$  représente la concentration de la somme des nitrates et des nitrites alors que le  $NH_4$  représente la concentration en

ammonium. Le  $PO_4$  représente la concentration des phosphates.

Les cycles de l'azote et du phosphore sont forcés par la température et l'intensité lumineuse. La température de l'eau agit sur la croissance et la mortalité du plancton ainsi que sur la sécrétion de nutriments par le zooplancton. L'intensité lumineuse de son côté, agit sur la croissance du phytoplancton. Ainsi, la croissance du phytoplancton est tributaire de la disponibilité de l'énergie lumineuse et des nutriments. Seul, le phytoplancton autotrophe est pris en compte.

Le zooplancton ingère une partie du phytoplancton et excrète une quantité de l'azote dissous. La diminution de la quantité du zooplancton est essentiellement due à la mortalité. La croissance du phytoplancton est fonction de la disponibilité de l'ammonium et du nitrate. Une partie du phytoplancton est broutée par le zooplancton et une seconde partie est transformée en matière détritique. Les planctons morts (zooplancton et phytoplancton) ainsi que la fraction de phytoplancton non consommée par le zooplancton génèrent la matière détritique. Une partie de la matière détritique est minéralisée pour régénérer les nutriments dans la colonne d'eau, et le reste se dépose sur le fond. La matière détritique déposée sur le fond se minéralise en matière minérale qui migre dans les eaux interstitielles du sédiment avant sa diffusion vers la colonne d'eau. La diffusion de la matière minérale vers la colonne d'eau suit la loi de Fick du premier ordre.

Les processus biologiques dans la colonne d'eau et dans le sédiment intégrés dans le modèle sont fonction de la concentration en oxygène dans l'eau et dans le sédiment. Les générateurs d'oxygène dissous sont l'activité photosynthétique du phytoplancton et la réaération. La quantité d'oxygène qui pénètre dans la colonne d'eau est fonction principalement de l'intensité du vent et de l'oxygène de saturation. Les puits de l'oxygène sont la respiration du plancton et la demande en oxygène servant à la minéralisation de la matière détritique.

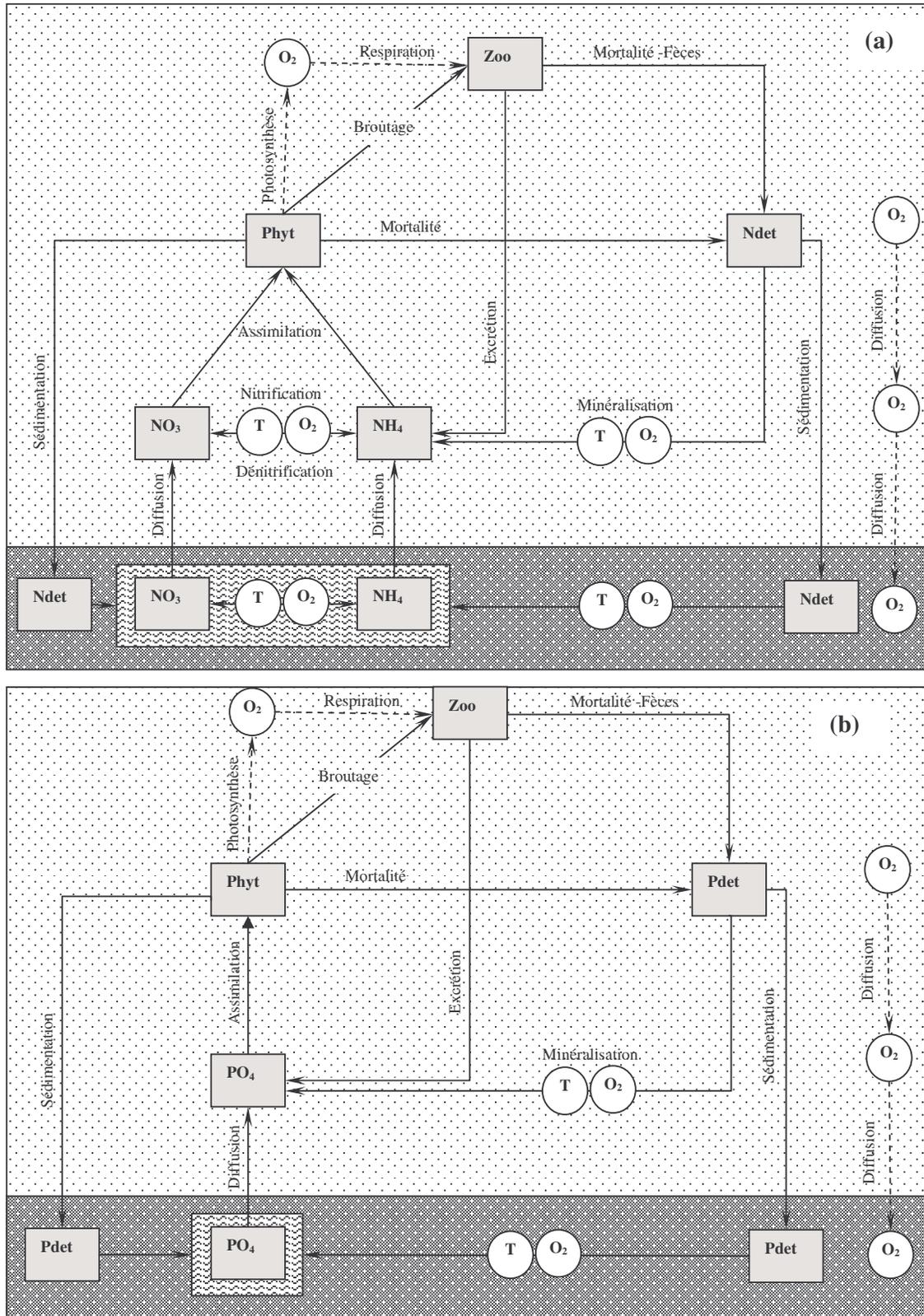


Fig. 4. Diagrammes des cycles (a) de l'azote et (b) du phosphore incorporés dans le modèle écologique

L'azote ammoniacal dissous dans les eaux interstitielles du sédiment est régénéré par la décomposition de la matière détritique, en fonction de

la concentration en oxygène et la température des eaux interstitielles. Dans un milieu oxygéné, la réaction de

nitrication est favorisée, par contre si le milieu est anoxique la formation de l'ammonium est plutôt favorisée.

Les processus des phosphates dans les eaux interstitielles du sédiment sont similaires à ceux de l'ammonium. Les phosphates se régénèrent par minéralisation de la matière détritique. Le taux de minéralisation est aussi fonction de la température des eaux interstitielles et de l'oxygène dissous. Seule la fraction dissoute dans les eaux interstitielles des phosphates est prise en compte dans le modèle. La fraction adsorbée au sédiment a été supposée négligeable.

## 2. Formulation mathématique

La croissance du phytoplancton dans la lagune est une fonction de la lumière  $f(I_z)$ , de la température  $f(T)$ , de l'azote  $f(N)$  et des phosphates  $f(P)$  selon une loi minimum.

$$\mu = \mu_{max} \cdot f(I_z) \cdot f(T) \cdot \min(f(N), f(P)) \quad (1)$$

$\mu_{max}$  : taux de croissance du phytoplancton à 0°C

$I_z$  : Intensité de la lumière à la profondeur  $z$ ,

L'effet de la température sur les différents processus de la chaîne trophique, en particulier celui de la croissance, est représenté par la formule d'Eppley (1972) selon une loi  $Q_{10} = 2$ .

$$f(T) = \exp(K_T T) \quad (2)$$

$K_T$  : coefficient de la température.

L'effet de la lumière est représenté par la formule de Steele (1962).

$$f(I_z) = \frac{I_z}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_{opt}}\right) \quad (3)$$

$I_{opt}$  : intensité optimale pour la photosynthèse

Le phytoplancton dans la lagune de Bizerte est supposé homogène en conséquence une limitation de type Michaelis-Menten a été adoptée pour les sels nutritifs.

$$f(N) = \frac{NO_3 + NH_4}{NO_3 + NH_4 + K_N} \quad (4)$$

$$f(P) = \frac{PO_4}{PO_4 + K_P} \quad (5)$$

$NO_3$ ,  $NH_4$  et  $PO_4$  représentent les concentrations des nitrates, d'ammonium et des phosphates.  $K_N$  et  $K_P$  sont les constantes de demi-saturations pour la limitation

par l'azote et par les phosphates de la croissance du phytoplancton.

L'assimilation du phytoplancton suit une loi de proportionnalité par rapport à la disponibilité du sel.

$$Upt_{NH_4} = \mu \frac{NH_4}{NH_4 + NO_3} \quad (6)$$

$$Upt_{NO_3} = \mu \frac{NO_3}{NH_4 + NO_3} \quad (7)$$

$$Upt_{PO_4} = \mu \quad (8)$$

$\mu$  est le taux de croissance du phytoplancton.

De même, la mortalité du phytoplancton est une fonction de la température suivant la formule d'Eppley (1972) avec  $Q_{10}=2$ .

$$Deathp = Deathp_0 f(T) \quad (9)$$

$deathp_0$  : taux de mortalité du phytoplancton

A l'instar du phytoplancton, la concentration du zooplancton dans l'eau est fonction de trois cinétiques essentielles : la croissance, la mortalité et l'excrétion. Le taux du broutage du zooplancton est de type Ivlev (1955).

$$Gr = Gr_{max} f(T) \left\{ 1 - \exp[-K_I \max(0, Phy - Phy_0)] \right\} \quad (10)$$

$G_{max}$  : taux maximum de broutage

$K_I$  : constante d'Ivlev ( $m^3/mmolN$ ),

$Phy$  : concentration du phytoplancton ( $mmolN/m^3$ ).

$Phy_0$  : valeur seuil de la proie du zooplancton ( $mmolN/m^3$ ).

La croissance du zooplancton est supposée proportionnelle à la quantité de proies possibles consommées.

$$G_z = Assz Gr \quad (11)$$

$Assz$  : pourcentage d'assimilation du zooplancton

La mortalité du zooplancton est similaire à celle du phytoplancton. Le taux d'excrétion de l'ammonium ou des phosphates par le zooplancton est une fonction du broutage (Goldman et Caron, 1985 ; Verity, 1985) et de la température (Wen et Peters, 1994).

$$Deathz = Deathz_0 f(T) \quad (12)$$

$Deathz_0$  : taux de mortalité minimale du zooplancton à 0°C ( $d^{-1}$ ).

L'excrétion des nutriments (ammonium et phosphates) est donnée par :

$$Exc_z = \max(Exc_{r\%} Gr, Exc_{z_0} f(T)) \quad (13)$$

$exc_r\%$  : pourcentage d'excrétion du sel minéral par le zooplancton (%)

$exc_{z_0}$  : taux d'excrétion minimal du sel minéral par le zooplancton

Les sels nutritifs pris en compte dans le modèle écologique sont les formes inorganiques de l'azote et du phosphore. La concentration de l'ammonium dans l'eau est fonction du taux de l'excrétion par le zooplancton, du taux de minéralisation de la matière détritique, des taux de nitrification et dénitrification, de l'assimilation par le phytoplancton et de la diffusion des éléments nutritifs à partir du fond.

Le taux de minéralisation de la matière détritique adoptée dans le modèle de la lagune de Bizerte est fonction de la température et de la concentration en oxygène dissous.

$$T_{min} = T_{min N_0} f(T) \frac{O_2}{O_2 + K_{min} N} \quad (14)$$

$T_{min N_0}$  : taux de minéralisation de l'azote détritique à 0°C (j<sup>-1</sup>)

$K_{min} N$  : constante de demi-saturation de la minéralisation de l'azote détritique (mmolN/m<sup>3</sup>)

La formulation adoptée pour décrire la nitrification est de type Michaelis Menten (Chapelle et al., 2000).

$$T_{nit} = T_{nit_0} f(T) \frac{O_2}{O_2 + K_{nit}} \quad (15)$$

$T_{nit_0}$  : taux de nitrification de l'azote ammoniacal à 0°C (j<sup>-1</sup>).

$K_{nit}$  : constante de demi-saturation de la nitrification de l'azote ammoniacale (mmolN/m<sup>3</sup>)

Si l'oxygène dissous devient déficitaire dans le milieu, il peut y avoir une diminution de la quantité de nitrates dans le milieu soit par transformation en diazote soit par transformation en ammonium. Dans la formulation mathématique du modèle, seule la transformation ammoniacale est prise en compte (Chapelle, 1995).

$$T_{denit} = T_{denit_0} f(T) \left( 1 - \frac{O_2}{O_2 + K_{denit}} \right) \quad (16)$$

$T_{denit_0}$  : taux de dénitrification du nitrate à 0°C (j<sup>-1</sup>)

$K_{denit}$  : constante de demi-saturation de la dénitrification du nitrate (mmol/m<sup>3</sup>)

La libération des éléments nutritifs à partir des sédiments du fond a été représentée par la première loi de Fick (Chapelle, 1995).

$$Diffusa = D_\alpha \frac{A}{zC} (C_{as} - C_{aw}) n_{por} \quad (17)$$

$C_{aw}$  : concentration de l'élément  $\alpha$  dans l'eau (mmol.m<sup>-3</sup>)

$C_{sw}$  : concentration de l'élément  $\alpha$  dans l'eau interstitielles (mmol.m<sup>-3</sup>)

$A$  : surface de l'aire de l'échange de l'élément (m<sup>2</sup>)

$D_\alpha$  : coefficient de diffusion de l'élément  $\alpha$  (m<sup>2</sup> j<sup>-1</sup>)

$zC$  : distance entre les centres de deux mailles (m)

$n_{por}$  : porosité des sédiments de fond

Le bilan de la matière organique dans la colonne d'eau est fonction de la mortalité du zooplancton et du phytoplancton, du taux de minéralisation et de sédimentation (Chapelle, 1994). Le flux de la matière organique (noté  $FXdet$ ) est alors donné par l'expression suivante dans laquelle  $Xdet$  représente la concentration de la matière organique

$$FXdet = \frac{v_{ch}}{D_{ch}} Xdet \quad (18)$$

$v_{ch}$  : vitesse de chute (m s<sup>-1</sup>),

$D_{ch}$  : distance de chute (m),

La concentration de l'oxygène dissous simulée tient compte de la production photosynthétique, de la consommation pour la minéralisation et la nitrification, de la respiration par le phytoplancton et le zooplancton ainsi que de l'échange à l'interface air-eau et eau-sédiment.

L'oxygène produit par la photosynthèse est fonction de la croissance du phytoplancton.

$$Photos = qps rps \mu Phyt \quad (19)$$

$qps$  : rapport de photosynthèse

$rps$  : rapport stœchiométrique (0.212 gO<sub>2</sub> mmolN<sup>-1</sup>)

La quantité d'oxygène consommée par minéralisation ( $O_{min}$ ) et par nitrification ( $O_{nit}$ ) est donnée par :

$$O_{min} = rsm T_{min} N_{det} \quad (20)$$

$$O_{nit} = rsn T_{nit} NH_4 \quad (21)$$

$rsm$  : rapport stœchiométrique de minéralisation (0.212 gO<sub>2</sub>.mmol.N<sup>-1</sup>)

$rsn$  : rapport stœchiométrique de nitrification (0.064 g.mmol.N<sup>-1</sup>)

La respiration du phytoplancton et du zooplancton, comme la production primaire, est fonction de la température selon la loi  $Q_{10}=2$ .

$$Respp = Respp_0 f(T) rps \quad (22)$$

$$Respz = Respz_0 f(T) rps \quad (23)$$

$Respp_0$  : taux de respiration du phytoplancton à 0°C (j<sup>-1</sup>)

$Respz_0$  : taux de respiration du zooplancton à 0°C (j<sup>-1</sup>)

Le taux d'échange de l'oxygène entre l'atmosphère et l'eau dépend de la vitesse du vent et de la profondeur du milieu selon la loi de Riley et Stefan (1988).

$$reaeration = \frac{0.641 + 0.0256 (w_s / 0.447)^2}{D_w} \quad (24)$$

Dans lesquelles  $w_s$  est la vitesse du vent à la surface de l'eau (en  $m.s^{-1}$ ) et  $D_w$  est la profondeur de l'eau à partir de laquelle l'effet du vent devient non significatif (m). Dans ces expressions, le taux d'aération est exprimé en  $j^{-1}$ .

La quantité d'oxygène effectivement diffusée ( $O_{air}$ ) dans l'eau à travers la surface dépend du gradient entre les concentrations de l'oxygène dissous ( $O_2$ ) et l'oxygène à la saturation ( $O_{2sat}$ ) exprimé en  $ml.l^{-1}$  (Chapelle *et al.*, 2000).

$$O_{air} = (O_{2sat} - O_2) \quad reaeration \quad (25)$$

Nous avons utilisé la formule de Weiss (1970) pour calculer la concentration de l'oxygène dissous à la saturation.

### C. COUPLAGE DES MODELES

Le couplage entre les modèles dynamique et écologique est réalisé en faisant passer les variables dynamiques dans le modèle écologiques pour le calcul des cinétiques internes ainsi que leur advection par la vitesse. Les variables dynamiques qui interviennent dans l'évolution des variables écologiques sont la température, comme variable de forçage, la salinité, pour calculer le taux de saturation en oxygène et la lumière pour calculer le taux de croissance du phytoplancton. Après le calcul des variables dynamiques, nous calculons les cinétiques internes des variables écologiques. Après avoir calculé les différentes variables écologiques, ces dernières seront ensuite advectées par la vitesse déjà calculée par le modèle dynamique. L'évolution spatio-temporelle de la concentration d'un constituant  $C_\alpha$  est décrite par l'équation suivante :

$$\frac{dC_\alpha}{dt} = FV_\alpha + FH_\alpha + FC_\alpha + fe\alpha - fs\alpha \quad (26)$$

Avec :

$FV_\alpha$  : Terme de diffusion turbulente verticale de  $\alpha$ ,

$FH_\alpha$  : Terme de diffusion turbulente horizontale de  $\alpha$ ,

$FC_\alpha$  : Cinétique interne de l'élément  $\alpha$ , liée aux interactions écologiques,

$fe\alpha$ ,  $fs\alpha$  : Flux d'entrée et de sortie de l'élément  $\alpha$  respectivement.

Dans le terme  $FC_\alpha$  nous tenons compte en plus des transferts entre les différents maillons de la chaîne trophique, de la sédimentation des nutriments organiques et du phytoplancton ainsi que la libération des nutriments dissous à partir du sédiment de fond.

Notons que le couplage des deux modèles est une opération délicate à cause des échelles de variabilité des processus physique et biologique. Pour surmonter les problèmes de stabilité numérique du modèle hydroécologique couplé, le pas de temps du modèle écologique est imposé égal à celui du modèle hydrodynamique.

## D. CONDITIONS INITIALES ET AUX LIMITES

### 1. Conditions initiales

Le modèle dynamique démarre d'un état au repos pour la vitesse et d'un niveau d'eau horizontal. La température et la salinité initiales sont obtenues à partir d'une interpolation tridimensionnelle des champs observées à la surface et au fond du mois de janvier.

Pour le modèle écologique, les concentrations initiales des nutriments ( $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $PO_4$ ) et de l'oxygène ( $O_2$ ) ont été obtenues à partir des mesures réalisées dans la lagune de Bizerte pendant l'année 2004. Les concentrations de démarrage en phytoplancton et en zooplancton sont très faibles alors que la concentration initiale des matières détritiques est nulle. Cette approche est importante afin de tester la capacité du modèle à régénérer une production primaire.

Afin de satisfaire la conservation de la masse d'azote et du phosphore, les biomasses du plancton et de la matière détritique ont été réparties sur les sels nutritifs ( $NH_4$ ,  $NO_3$  et  $PO_4$ ). Du fait de cette approche appliquée sur les conditions initiales et en plus des conditions aux limites oligotrophes imposées au niveau de la Méditerranée, le modèle démarre à partir de concentrations en sels nutritifs qui ne sont pas nécessairement celles mesurées. Ces concentrations restent cependant dans le même ordre de grandeurs des concentrations mesurées dans la lagune de Bizerte.

### 2. Conditions aux limites et forçage

Les forçages atmosphériques du modèle hydroécologique de la lagune de Bizerte sont obtenus à partir des données NOAA (Kalnay *et al.*, 1996). Le modèle dynamique est forcé à la surface par le cisaillement dû au vent alors qu'au fond, nous imposons la tension de frottement au fond. Le coefficient de la rugosité du fond  $z_0$  est pris égal à 0.01 m (Harzallah, 2003). Le bilan de chaleur imposé à la surface inclut la chaleur à courte longueur d'onde, la chaleur sensible, la chaleur latente et le rayonnement solaire. Au fond, nous supposons un échange de chaleur nul. Le flux de sel imposé à la surface libre est calculé en supposant que la salinité des eaux de pluies est égale à 1 *psu*. Au fond, le flux à travers l'interface sédiment-eau est imposé nul. Les conditions aux limites sur l'énergie cinétique

turbulente et la longueur de mélange supposent que les ondes de surface ne contribuent pas à la turbulence près de la surface libre. Les conditions aux limites au fond sur l'énergie cinétique turbulente et la longueur de mélange sont déduites de la vitesse de frottement au fond.

Les conditions aux limites latérales comprennent les apports des rivières, des stations d'épurations, des usines, du canal Tinja ainsi que les échanges avec la Méditerranée au niveau du goulet. Fautes de mesures mensuelles de débits des rivières, les apports ont été modulés par la pluviométrie.

$$Qr_i(t) = \left( \frac{Prec(t)}{Precm} \right) * Qmr_i \quad (27)$$

Les termes  $Qr_i(t)$  et  $Qmr_i$  ( $m^3/s$ ) représentent respectivement le débit mensuel et le débit moyen de la rivière  $i$ . Les termes  $Prec(t)$  et  $Precm$  représentent respectivement la précipitation mensuelle et la précipitation moyenne ( $kg/m^2/s$ ).

Le débit d'eau du canal Tinja imposé au modèle est égal à  $20 \cdot 10^6 m^3/an$  (ANPE, 1990). La salinité et la température des eaux sont obtenues à partir d'une compilation des données bibliographiques. Les températures des eaux des rivières et des stations d'épuration sont supposées égales aux températures des eaux de surface simulées par le modèle à l'embouchure de chaque unité. Au niveau de la connexion goulet-Méditerranée la température et la salinité imposées sont obtenues des mesures réalisées en 2004. La condition

de radiation suivante est imposée au niveau du goulet.  $\varphi$  représente la température ou la salinité.

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \frac{\partial \varphi}{\partial x} = 0 \quad (28)$$

La présente version du modèle n'intègre pas la composante marée. Une étude antérieure a montré que l'effet de la marée sur l'intensité des courants à l'intérieur de la lagune est relativement faible en comparaison avec ceux dans le goulet (Harzallah, 2002). Vu la longueur relativement importante du goulet (5 km), les masses d'eaux entrantes dans la lagune en marée montante n'arrivent pas à envahir l'intérieur de la lagune et rebrousse leurs chemins en direction de la mer en marée descendante.

Les conditions aux limites latérales concernant les nutriments ont été obtenues par une compilation de données des travaux antérieurs (ANPE, 1990; Hammami et al., 2005; Mensi, 2005).

#### D. CALIBRATION DU MODELE

Le choix des paramètres du modèle est basé sur le calcul de l'indice d'écart entre les simulations et les observations. Malheureusement la plupart des paramètres du modèle écologique sont inconnus pour la lagune de Bizerte. Par conséquent, nous avons fait varier la majorité des paramètres du modèle. Ainsi pour chaque paramètre, cinq simulations ont été réalisées y compris une simulation de contrôle.

En tenant compte de toutes les considérations, le jeu des paramètres appropriés est présenté dans le tableau I. Cette simulation sera alors retenue pour comparaison avec les mesures.

Tableau I. Paramètres du modèle écologique

Paramètres	Signification	Valeurs	Références
<b>Phytoplancton</b>			
$\mu_{max}$	Taux de croissance maximal à 0°C	$0.8 j^{-1}$	Vaquer (Comm. Pers.)
$K_N$	Constante de demi-saturation pour la limitation de l'azote	$0.5 mmol m^{-3}$	Collos et al. (1997)
$K_P$	Constante de demi-saturation pour la limitation du phosphore	$0.08 mmol m^{-3}$	Présente étude
$I_{opt}$	Intensité optimale pour la croissance du phytoplancton	$200 W m^{-2}$	Vaquer (Comm. Pers.)
$K_T$	Coefficient de la température	$0.07 ^\circ C^{-1}$	Eppley (1972)
$Deathp_0$	Taux de mortalité du phytoplancton à 0°C	$0.005 j^{-1}$	Chapelle et al. (2000)
$w_{sedP}$	Vitesse de sédimentation du phytoplancton	$0.3 m j^{-1}$	Présente étude
<b>Zooplancton</b>			
$Gr_{max}$	Ration maximale du zooplancton à 0°C	0.45	Présente étude
$K_{iv}$	Constante d'Ivlev	$0.05 m^3 mmol^{-1}$	Ivlev (1955)
$Phy0$	Constante minimale en phytoplancton pour le broutage	$0.0 mmol m^{-3}$	Présente étude

<i>Assz</i>	Pourcentage d'assimilation du zooplancton	70 %	Présente étude
<i>Exczo</i>	Taux d'excrétion minimal du zooplancton à 0°C	0.25 j <sup>-1</sup>	Wen et Peters (1994)
<i>Deathzo</i>	Taux de mortalité maximal du zooplancton à 0°C	0.005 j <sup>-1</sup>	Chapelle et al. (2000)
<i>Excz%</i>	Pourcentage d'excrétion du zooplancton	15 %	Lam Haoi (Comm. Pers.)
<b>Azote</b>			
<i>TminN<sub>0</sub></i>	Taux de minéralisation de l'azote à 0 °C	0.2 j <sup>-1</sup>	Chapelle (1995)
<i>Tnit<sub>0</sub></i>	Taux de nitrification	0.1 j <sup>-1</sup>	Chapelle (1995)
<i>v<sub>ch</sub>Ndet</i>	Vitesse de sédimentation de l'azote détritique	0.85 m j <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>KminN</i>	Constante de demi-saturation pour la minéralisation de l'azote	0.5 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Nakanashi et al. (1986)
<i>Knit</i>	Constante de demi-saturation pour la nitrification-dénitrification	2.0 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Henriksen et Kemp (1988) dans Chapelle et
<b>Phosphore</b>			
<i>TminP<sub>0</sub></i>	Taux de minéralisation de l'azote à 0 °C	0.02 j <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>v<sub>ch</sub>Pdet</i>	Vitesse de sédimentation de l'azote détritique	0.85 m j <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>KminP</i>	Constante de demi-saturation pour la minéralisation de l'azote	0.5 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Présente étude
<b>Oxygène</b>			
<i>rps</i>	Rapport entre mgO <sub>2</sub> produit et les μmol de N synthétisés par la photosynthèse	0.212 mgO <sub>2</sub> /μmolN	Rapport stochiométrique
<i>rsm</i>	Rapport entre mgO <sub>2</sub> consommé et les μmol de N minéralisés	0.212 mgO <sub>2</sub> /μmolN	Rapport stochiométrique
<i>rsn</i>	Rapport de nitrification	0.064 mgO <sub>2</sub> /μmolN	Rapport stochiométrique
<i>qps</i>	Rapport de photosynthèse	1.5	Chapelle et al. (2000)
<i>Respp</i>	Taux de respiration du phytoplancton à 0 °C	0.058 j <sup>-1</sup>	Chapelle et al. (2000)
<i>Respz</i>	Taux de respiration du zooplancton à 0 °C	0.084 j <sup>-1</sup>	Chapelle et al. (2000)
<b>Coefficients de diffusion</b>			
<i>DiffO<sub>2</sub></i>	Coefficient de la diffusion de l'oxygène à travers l'interface eau-sédiment	10 <sup>-7</sup> m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>DiffN</i>	Coefficient de la diffusion de l'azote minéral à travers l'interface eau-sédiment	2 10 <sup>-6</sup> m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>DiffP</i>	Coefficient de la diffusion du phosphore minéral à travers l'interface eau-sédiment	2 10 <sup>-6</sup> m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>	Présente étude
<b>Azote dans le sédiment</b>			
<i>TminNs<sub>0</sub></i>	Taux de minéralisation de l'azote à 0 °C dans le sédiment	0.02 j <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>KminNs</i>	Constante de demi-saturation pour la minéralisation de l'azote dans le sédiment	0.5 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Henriksen et Kemp (1988) dans Chapelle et
<i>Tnits<sub>0</sub></i>	Taux de nitrification dans le sédiment à 0°C	0.1 j <sup>-1</sup>	Présente étude
<i>Tdnits<sub>0</sub></i>	Taux de dénitrification dans le sédiment à 0°C	0.3 j <sup>-1</sup>	Billen et Lancelot (1988) dans Chapelle et al.
<i>Knits</i>	Constante de demi-saturation pour la limitation de l'oxygène pour la nitrification	4 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Présente étude
<i>Kdnits</i>	Constante de demi-saturation pour la limitation de l'oxygène pour la dénitrification	2 gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	Chapelle (1995)
<b>Phosphore dans le sédiment</b>			

$K_{minPs}$	Constante de demi-saturation pour la minéralisation du phosphore dans le sédiment	$0.5 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3}$	Henriksen et Kemp (1988)
$T_{minPs_0}$	Taux de minéralisation du phosphore dans le sédiment à $0^\circ\text{C}$	$0.007 \text{ j}^{-1}$	Présente étude
<b>Matières détritiques</b>			
$\rho_{Xdet}$	Masse volumique de la matière détritique	$1500 \text{ kg m}^{-3}$	Loyer (2001)
$T_{relarg}$	Constante de calibration de relargage de la matière détritique	$30 \text{ j}^{-1}$	Loyer (2001)

## E. COMPARAISON AUX OBSERVATIONS

Dans cette partie nous présentons les résultats du modèle écologique couplé à la dynamique. Les résultats sont comparés aux mesures effectuées durant l'année 2004. La durée des simulations est de deux ans. Le forçage atmosphérique ainsi que les conditions aux limites appliqués au modèle pendant la deuxième année de simulation sont les mêmes que ceux appliqués pendant la première année.

Afin de tester la capacité du modèle à reproduire une biomasse propre, des conditions oligotrophes concernant les sels nutritifs ont été imposées au niveau de la Méditerranée. Les conditions oligotrophes consistent à imposer des concentrations nulles pour toutes les variables du modèle sauf l'oxygène qui est supposé à la saturation.

### 1. Ammonium

La variation de la concentration en ammonium simulée est présentée sur la figure 5. La forme générale de la courbe de l'évolution de la concentration moyenne de l'ammonium simulé est cohérente avec les mesures. La concentration de l'ammonium est comprises entre 0.1

et  $0.7 \text{ mmolN/m}^3$ . Les fortes concentrations sont simulées en hiver et en automne et les faibles concentrations au printemps. Ces faibles concentrations correspondent à de faibles concentrations des nitrates (Figure 6) et de fortes concentrations en matières détritiques.

Le bloom phytoplanctonique qui s'est produit au 100<sup>ème</sup> jour explique la baisse des concentrations des nutriments à ce moment (Figures 5, 6 et 7).

Quelques jours après le déclin du phytoplancton, la matière détritique se régénère par la mortalité du plancton. Rappelons que l'assimilation des nutriments suit une loi de proportionnalité ce qui explique la baisse de concentration en nutriments à la même période. Après le bloom, le stock d'ammonium se reconstitue par minéralisation de la matière détritique.

Le modèle sous-estime les concentrations de l'ammonium. Le décalage entre les concentrations simulées et observées peut être attribué aux conditions aux limites latérales imposées au modèle. Les rejets terrestres dans la lagune (au niveau du secteur nord) qui ont été ignorés dans le modèle peuvent être à l'origine d'un certain décalage entre les observations et les simulations.

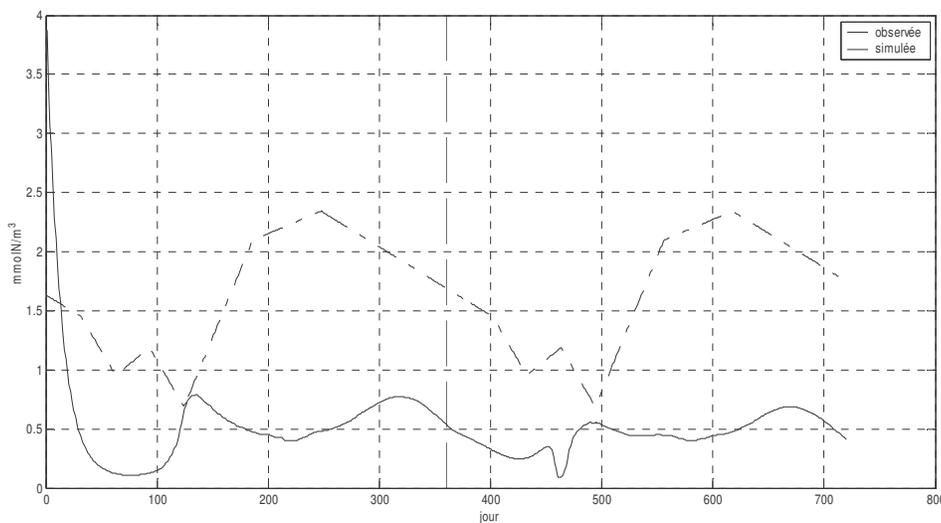


Fig. 5. Variation saisonnière de la concentration de l'ammonium simulée et observées durant deux ans de simulation. Les observations sont dupliquées durant la deuxième année.

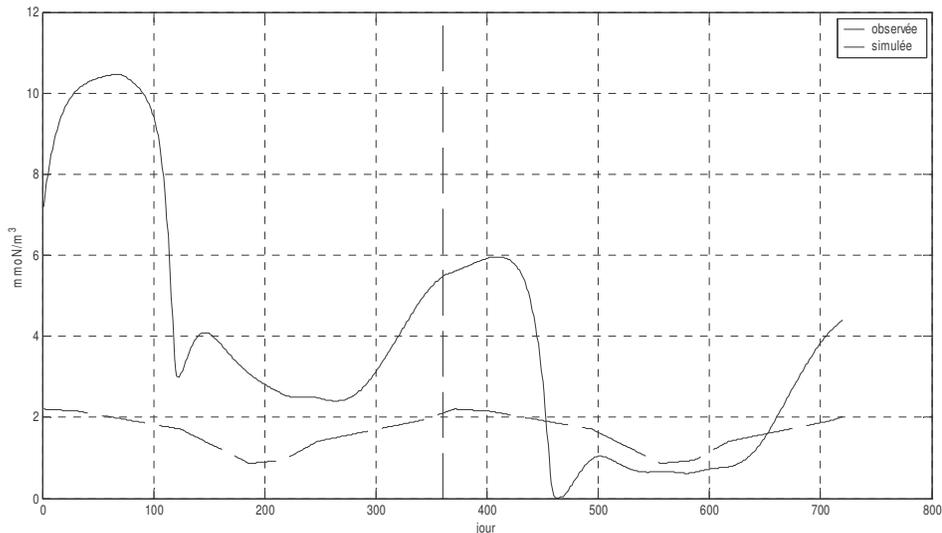


Fig. 6. Variation saisonnière des concentrations des nitrates simulées et observées pendant deux ans de simulation. Les observations sont dupliquées durant la deuxième année.

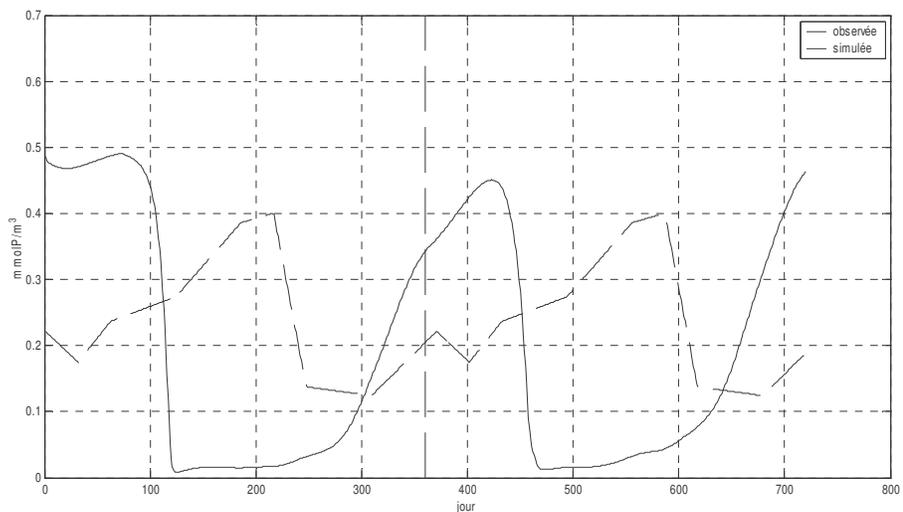


Fig. 7. Variation saisonnière des concentrations des phosphates simulées et observées pendant deux ans de simulation. Les observations sont dupliquées durant la deuxième année.

## 2. Nitrates

La variation de la concentration des nitrates simulée est présentée sur la figure 6. A l’opposé des concentrations moyennes en ammonium dans l’eau, les teneurs en nitrates semblent être surestimées par le modèle. Les faibles concentrations simulées en période chaude sont dues à une forte consommation de cet élément. Après le déclin du phytoplancton, les nitrates commencent à se régénérer et trouvent leur essor en automne suite à une minéralisation de la matière détritique. Les concentrations des nitrates simulées sont mieux ajustées aux observations en comparaison aux

concentrations en ammonium. La détermination des paramètres qui régissent les processus de nitrification-dénitrification, mal connus dans la lagune de Bizerte, pourra améliorer le comportement des variables de l’azote.

## 3. Phosphates

Les variations saisonnières des concentrations des phosphates simulées et observées sont présentées sur la figure 7. Les faibles concentrations ont été calculées pendant la période chaude alors que les fortes concentrations pendant la période froide. Après une chute

de la concentration des phosphates au moment du bloom, due à une forte assimilation par le phytoplancton, elle commence à se régénérer suite à une minéralisation de la matière organique à la fin de la période estivale.

Globalement, les concentrations calculées des phosphates sont du même ordre de grandeur que celles observées. Cependant, un décalage temporel est remarqué : la variation saisonnière en opposition de phase entre les concentrations simulées et observées. Ce décalage peut être attribué à l'imprécision des valeurs des paramètres des équations du phosphore qui devraient être mieux calés. En effet, avec les valeurs actuelles des paramètres du modèle, le phytoplancton est limité par les phosphates en période estivale, ce qui a conduit à une chute des concentrations en cette période. Néanmoins, cette explication n'exclut pas d'éventuelles erreurs de mesures des phosphates.

#### 4. Planctons

Le phytoplancton est simulé en tant que maillon de la chaîne trophique dans la lagune de Bizerte. Il est comparé aux biomasses chlorophylliennes mesurées. Deux pics ont été simulés, un premier pic bien prononcé au mois d'avril et un deuxième pic moins important au mois de septembre (Figure 8). La Chlorophylle *a* commence à croître à la fin de la saison hivernale pour atteindre son bloom printanier au bout de deux mois (début du mois d'avril). A ce moment, le milieu devient pauvre en nutriments et en matières organiques. Après le bloom printanier, la concentration de la Chlorophylle *a* commence à baisser pour atteindre sa concentration de base. Cette période de dégénérescence du phytoplancton est clairement supérieure à celle de sa prolifération.

Les observations relatives à la chlorophylle *a* montrent aussi deux pics au printemps et en été. Les

concentrations importantes en chlorophylle *a* simulées (5 mmolN/m<sup>3</sup>) sont proches des concentrations mesurées (6.5 mmolN/m<sup>3</sup>). Le décalage observé entre les concentrations de la chlorophylle *a* observées et simulées est une conséquence de plusieurs facteurs. La concentration de la chlorophylle *a* mesurée dans la lagune fait intervenir différentes espèces (endogènes et exogènes) de phytoplancton alors que le modèle simule seulement une production primaire intrinsèque. Il est possible que d'autres facteurs, tel que le broutage par le zooplancton, peut être à l'origine de ce décalage.

Les faibles concentrations simulées sont la conséquence des conditions initiales imposées au modèle. Ce choix de conditions initiales traces en chlorophylle *a* permettra de vérifier la capacité du modèle à reproduire une biomasse algale intrinsèque dans la lagune à partir des concentrations traces en Chlorophylle *a*.

Le bloom du phytoplancton s'effectue principalement à l'intérieur de la lagune où les conditions sont propices (Figure 9). La concentration de la chlorophylle *a* à l'intérieur de la lagune varie entre 4.5 et 6 mmolNm<sup>-3</sup>. Les valeurs les plus élevées ont été observées au centre de la lagune et au niveau des berges nord et sud ouest en face de la zone industrielle de Menzel Bourguiba. Les berges sud-est par contre, présentent de valeurs relativement faibles (5.2 mmolNm<sup>-3</sup>), conséquence de la dilution des nutriments et de la chlorophylle *a* par les apports d'eau douce des rivières. Le gradient vertical de la chlorophylle *a* au centre de la lagune est négligeable. Verticalement, les eaux semblent avoir une homogénéité en chlorophylle *a*. Au centre de la lagune, le gradient vertical de la concentration en chlorophylle *a* est faible tout au long de l'année, en particulier au moment du bloom (Figure 10). Le gradient vertical le plus important (de l'ordre de 1 mmolNm<sup>-3</sup>) est observé en période de dégénérescence du phytoplancton, trois semaines après le bloom.

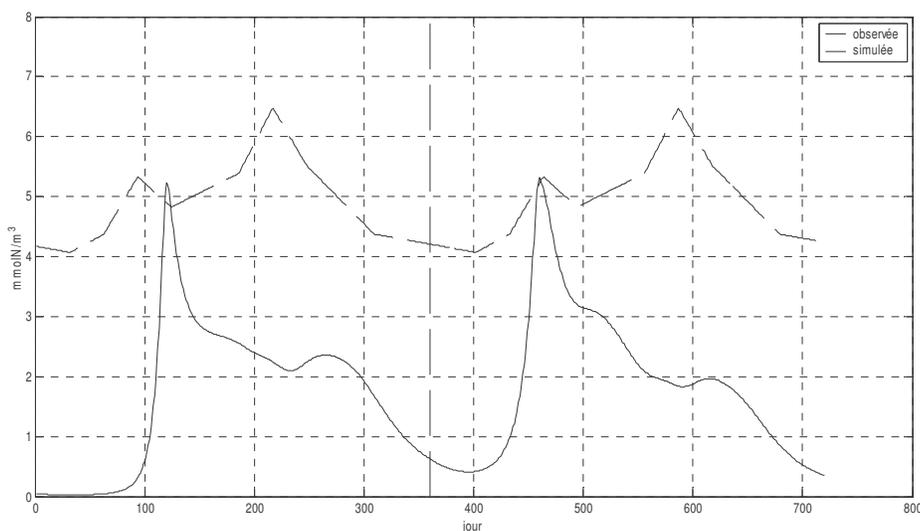


Fig. 8. Concentration en chlorophylle *a* simulée et observée pendant deux ans de simulation. Les observations sont dupliquées durant la deuxième année.

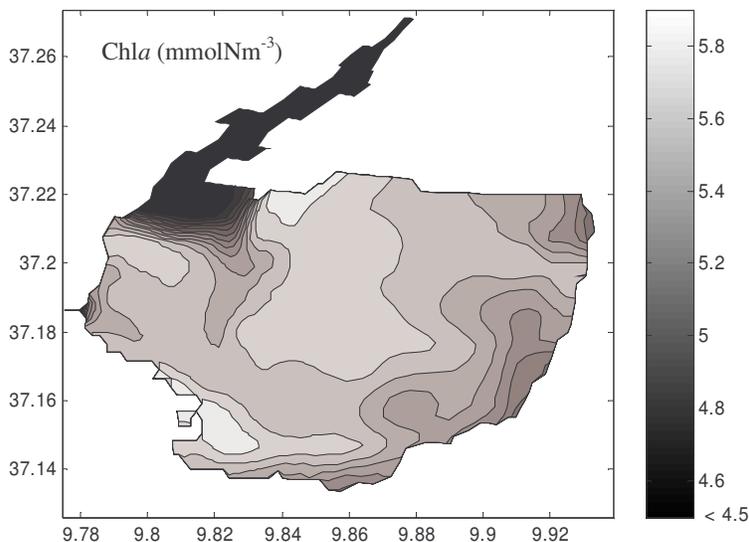


Fig. 9. Distribution spatiale de la concentration de la chlorophylle *a* au moment du bloom dans les eaux de surface. La concentration de la chlorophylle *a* dans le goulet est de l'ordre de 0.5 mmolNm<sup>-3</sup>.

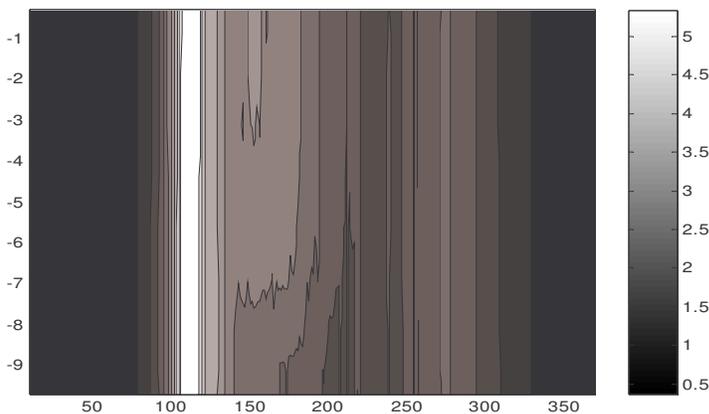


Fig. 10. Variation verticale et saisonnière de la concentration en chlorophylle *a* (mmolN.m<sup>-3</sup>) au centre de la lagune.

Quelques jours après le bloom du phytoplancton, la population du zooplancton commence à croître pour atteindre son pic au bout de trois mois environ (Figure 11). La distribution spatiale de la concentration de la biomasse du zooplancton (Figure 12a) au moment du pic montre de fortes valeurs à l'Est et au centre de la lagune en relation avec la disponibilité du phytoplancton. La carte de la distribution de la concentration en chlorophylle *a* à ce moment montre des valeurs relativement élevées au centre, à l'Est et particulièrement au Sud de la lagune (Figure 12b).

### 5. Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau est principalement fonction du taux d'aération à

la surface qui comble le déficit en oxygène dans l'eau et la production par la photosynthèse. Il est aussi fonction de la respiration du plancton et de la quantité de matières organiques dissoutes. Ainsi, une importante quantité de matière organique nécessite une quantité importante d'oxygène nécessaire à sa minéralisation.

La figure 13 montre les variations saisonnières des concentrations en oxygène dissous simulée et observée. Le modèle surestime la concentration en oxygène dissous observée en hiver alors que les concentrations estivales sont bien reproduites. Globalement, les courbes d'évolutions des concentrations observées et simulées montrent une bonne cohérence.

La légère augmentation de l'oxygène dissous au moment du bloom est due à une production par la photosynthèse.

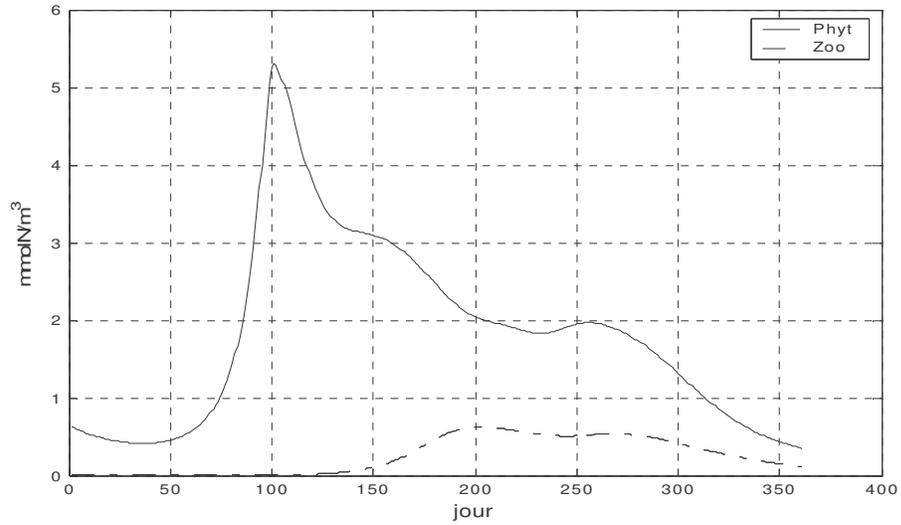


Fig. 11. Variation saisonnière des concentrations des planctons simulées – Les deux courbes montrent le décalage entre les pics des planctons.

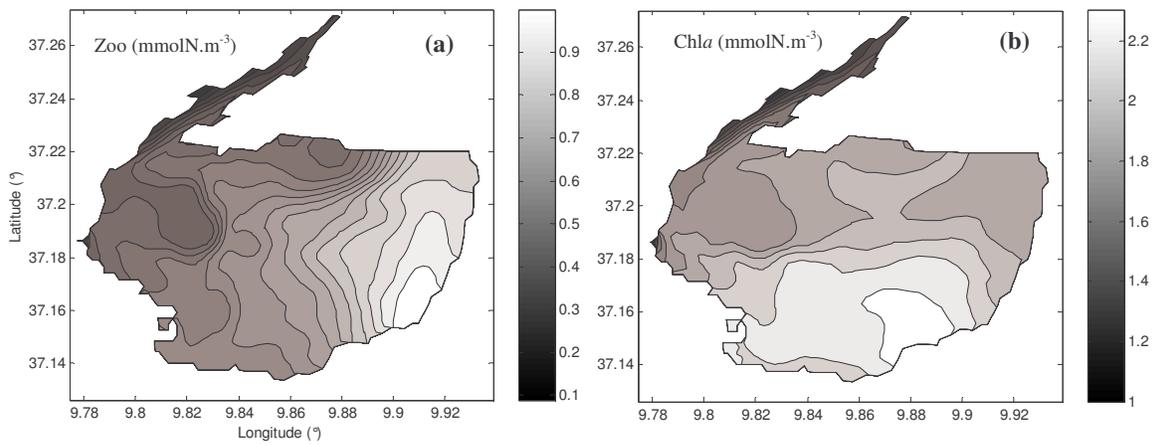


Fig. 12. Distribution spatiale de la concentration (a) de la chlorophylle *a* et (b) de la biomasse du zooplancton au moment du pic du zooplancton.

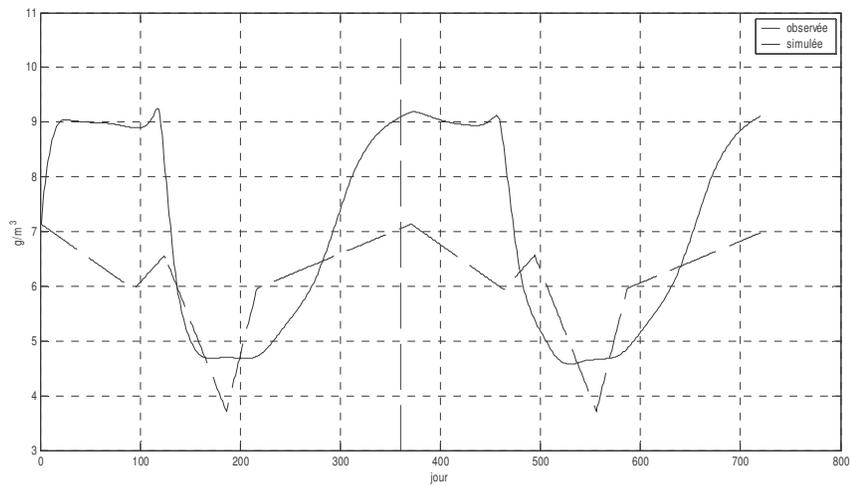


Fig. 13. Variation de la concentration en oxygène dissous simulée et observée pendant deux ans de simulation. Les observations sont dupliquées durant la deuxième année.

En hiver, les teneurs atteignent des valeurs de l'ordre de  $9 \text{ g.m}^{-3}$ . Ces teneurs restent élevées pendant toute la période hivernale et commencent à décroître en raison de sa consommation pour minéraliser la matière organique qui commence à se développer dès la dégénérescence du phytoplancton. En été, la concentration de l'oxygène dissous diminue sous l'effet des conditions atmosphériques. Les teneurs en oxygène dissous dans la colonne d'eau atteignent des valeurs de l'ordre de  $5 \text{ g.m}^{-3}$  qui restent maintenues pendant toute la période estivale. A partir du moment où l'intensité du vent augmente, les taux d'oxygène augmentent progressivement pour atteindre des teneurs hivernales.

Notons que la teneur en oxygène dissous simulée est dominée par les forçages atmosphériques. La contribution des facteurs biologiques (taux de respiration, minéralisation et nitrification) est relativement négligeable.

Les simulations réalisées montrent, conformément aux observations réalisées dans la lagune, que la distribution de l'oxygène dissous dans la lagune dépend des saisons. En hiver, les eaux de la lagune sont bien brassées avec une teneur moyenne de  $9 \text{ mgm}^{-3}$ . En été, la distribution spatiale de l'oxygène dissous simulée présente des teneurs de l'ordre de  $5 \text{ mg.m}^{-3}$  à l'intérieur de la lagune et de  $6 \text{ mg.m}^{-3}$  dans les eaux du goulet, due à l'effet oxygénant de la Méditerranée (Figure 14a). Un faible gradient est observé à l'intérieur de la lagune entre les eaux du centre et des berges. Au niveau des berges, les teneurs sont de l'ordre de  $5 \text{ mg.m}^{-3}$  alors qu'au centre, nous observons des teneurs de l'ordre de  $4.4 \text{ mg.m}^{-3}$ . Cette structure spatiale simulée de l'oxygène dissous confrontée à celle établie à partir des observations réalisées dans la lagune en période estivale (Figure 14b) montre une ressemblance globale à l'intérieur de la lagune. En revanche, les teneurs en oxygène dissous simulées dans les eaux du goulet sont supérieures à celles mesurées.

## DISCUSSIONS

L'objectif principal de la présente étude est de mettre au point un modèle hydroécologique couplé à 3D et de l'appliquer à la lagune de Bizerte. En se basant sur les mesures hydrobiologiques réalisées (Béjaoui et al., 2005 ; Béjaoui et al., 2008) ainsi que sur d'autres données publiées dans les travaux antérieurs (Sakka Hlaili, 2007; Sakka Hlaili, le modèle hydroécologique développé est basé sur les cycles de l'azote et le phosphore en interaction avec le phytoplancton et le zooplancton. La présente version du modèle peut être améliorée par l'intégration d'autres éléments.

Bien que les résultats des premières simulations du modèle hydroécologique appliqué à la lagune de Bizerte soient globalement satisfaisants, quelques insuffisances ont été détectées. Un forçage climatique diurne doit être utilisé et testé. Une paramétrisation adéquate du modèle est aussi indispensable. Quelques paramètres du modèle doivent être déterminés au laboratoire afin de diminuer les inconnus du système. D'autre part, la prise en compte de tous les rejets pourrait améliorer davantage les résultats.

Bien que plusieurs hypothèses ont été utilisées, les simulations sont toutefois satisfaisantes dans l'ensemble et présentent une cohérence avec les observations. Cette cohérence avec les observations est indiquée par l'indice d'écart global qui est égal à 4.9. Cet indice peut encore être réduit si nous tolérons un certain décalage temporel entre les deux séries, simulée et observée. La lagune de Bizerte se caractérise par plusieurs espèces planctoniques (Turki et El Abed, 1999; Sakka Hlaili et al., 2008; Hamdi et al., 2002) ; une distinction des espèces en pico-nano et micro phytoplancton et en micro et méso zooplancton dans le modèle pourrait éventuellement améliorer les résultats.

En ce qui concerne les apports latéraux, seulement sept rivières ont été prises en compte dans la version actuelle du modèle. La prise en compte de tous les rejets dans la lagune pourrait améliorer davantage les résultats.

Vu l'importance de la concentration des matières en suspension et des matières organiques azotées et phosphorées dans les eaux surnageantes au fond des lagunes, il est par conséquent nécessaire de coupler le modèle écologique à un modèle de transport de sédiment.

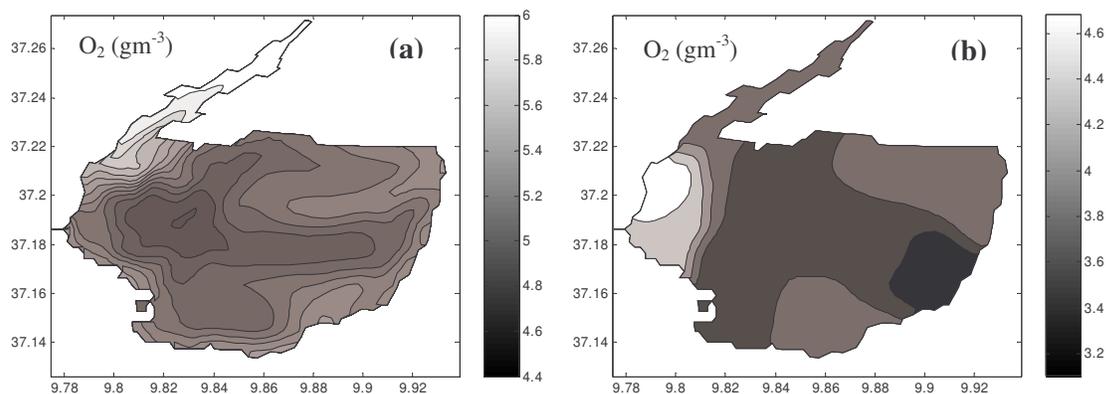


Fig. 14. Distributions spatiales de la concentration en oxygène dissous en été (a) simulée par le modèle et (b) observée.

Le couplage entre les deux modèles sédiment et écologie pourrait nous renseigner sur le déplacement des matières organiques adhérentes aux sédiments. D'autres maillons du cycle écologique du système, jugés importants ou indispensables afin de mieux décrire le comportement du milieu, peuvent être introduits dans le modèle écologique.

Par ailleurs, le modèle appliqué à la lagune de Bizerte doit être associé à des mesures des différents paramètres et variables qui sont peu connus pour cet écosystème.

## CONCLUSIONS

Le modèle hydroécologique développé tient compte de deux éléments nutritifs de la chaîne trophique, l'azote et le phosphore.

Dans l'ensemble, les résultats des simulations réalisées sont satisfaisants. Comparé aux observations, le modèle semble reproduire le cycle saisonnier des variables hydrobiologiques dans la lagune de Bizerte. Le cycle de la production primaire est aussi bien reproduit.

Dans sa version actuelle, le modèle de la lagune de Bizerte constitue un outil de base pour l'étude de la production primaire et l'analyse de plusieurs phénomènes. Il peut être utilisé pour prédire l'effet des apports importants des rivières et des pluies en sels nutritifs et des changements climatiques.

Ce modèle peut-être appliqué à d'autres milieux marins moyennant une connaissance approfondie de leur fonctionnement dynamique et écologique.

## Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du Projet National de Recherche EL BIHERA pour la période allant de 2002 à 2006.

## BIBLIOGRAPHIE

- Arhonditsis G., Tsiirtsis G. et Karydis M., 2002. The effects of episodic rainfall events to the dynamics of coastal marine ecosystems: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 35, pp. 183-205.
- Bacher C., 1989. Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : Couplage d'un modèle de transport particulière et d'un modèle de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*. *Aquatic Living Resources*, 2, pp. 199-214.
- Bacher C., Bioteau H., Chapelle A., 1996. Modeling the impact of a cultivated oyster population on the nitrogen dynamics : The Thau lagoon case (France). *Ophelia*, 42, pp. 29-54.
- Ben Charrada R., 1997. Etude hydrodynamique et écologique du complexe petit golfe-lac de Tunis. Contribution à la modélisation de l'écosystème pélagique des eaux côtières-petit golfe de Tunis. Thèse de spécialité en génie hydraulique. ENIT, Département d'hydraulique, 406 p.
- Ben Slimane A., 1990. Contribution à la modélisation hydro-écologique du lac de Tunis. Thèse de spécialité en science de la terre, option Eau et Environnement, Faculté des Sciences de Tunis, 204 p.
- Blumberg A. F., Mellor G. L., 1987. A description of three-dimensional coastal ocean circulation model. *Three-Dimensional Coastal Ocean circulation Models*. American Geophysical Union, Norman Heaps, 4, Washington D.C., pp. 1-16.
- Blumberg et Mellor, 1983. Diagnostic and prognostic numerical circulation studies of the South Atlantic Bight. *Journal of Geophysical Research*, 88, pp. 4579-4592.
- Blumberg A. F., Mellor G. L., 1987. A description of three-dimensional coastal ocean circulation model. *Three-Dimensional Coastal Ocean circulation Models*. American Geophysical Union, Norman Heaps, 4, Washington D.C., pp. 1-16.
- Chapelle A., Mesnage V., Mazouni N., Deslous-Paoli J. M., Picot. B., 1994. Modélisation des cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments d'une lagune soumise à une exploitation conchylicole. *Oceanologica Acta*, 17, pp. 609-620.
- Chapelle A., 1995. A preliminary model of nutrient cycling in sediment of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling*, 80, pp. 131-147.
- Chapelle A., Menesguen A., Deslou-Paoli J. M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling*, 127, pp. 161-181.
- Dassenakis M., Krasakopoulou E. et Matzara B., 1994. Chemical characteristics of Aetoliko Lagoon, Greece, after an ecological shock. *Marine pollution bulletin*, 28, pp. 427-433.
- Di Toro D.M., Connolly J.P., 1980. Mathematical models of water quality in large lakes. Part. II: Lake Erié. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-80-065, 231 p.
- Eppley R. W., 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish Bulletin*, 70, pp. 1063-1085.
- Fransz H.G., Verhagen J.H.G., 1975. Modelling research on the production cycle of phytoplankton in the Southern Bight of the North Sea in relation to riverborne nutrient loads. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19, pp. 241-250.
- Gangnery A., Chabirand J. M., Lagarde F., Le Gall P., Otheix J., Bacher C., Buestel D., 2003. Growth model of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, cultured in Thau Lagoon (Mediterranean, France). *Aquaculture*, 215, pp. 267-290.
- Goldman J. C., Caron D. A., 1985. Experimental studies on an omnivorous microflagellate. Implications for grazing and nutrient regeneration in the marine microbial food chain. *Deep Sea Research*, 32, pp. 889-915.
- Grant J., Bacher C., Cranford P. J., Guyondet T., Carreau M., 2007. A spatially explicit ecosystem model of seston depletion in dense mussel culture. *Journal of Marine Systems* (in press).
- Haith, D.A., Tubbs, L.J., 1981. Watershed loading functions for nonpoint sources. *Journal of the*

- Environmental Engineering Division, 107, pp. 121–137.
- Hamdi H., 2002. Contribution à l'étude du milieu et des copépodes pélagiques de la lagune de Bizerte (systématique et écologie numérique), Rapport de DEA, Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences de Bizerte, Bizerte, Tunisie, 120 p.
- Hammami J., Brahim M., Gueddari M., 2005. Essai d'évaluation de la qualité des eaux de ruissellement du bassin versant de la lagune de Bizerte. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer de Salammbô, 32, pp. 69-77.
- Harzallah A., 2003. Transport de polluants dans la lagune de Bizerte simulé par un modèle de circulation de l'eau. Bulletin de Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, 30, pp. 121-133.
- Humphries R.B., Homberger G.M., Spear R.C., Mc Comb A.J., 1984. Eutrophication in Peel Inlet - III. A model for the nitrogen scenario and a retrospective look at the preliminary analysis. Water Reserch, 18, 4, pp. 389-395.
- Ivlev V. S., 1955. Experimental Ecology of the Feeding Fishes. Yale University Press, New Haven.
- Jacobsen O. S., Jorgensen S. E., 1975. A submodel for nitrogen release from sediments. Ecological Modelling, 1, pp. 147-151.
- Jorgensen S. E., Kamp-Neilsen L., Jacobsen O. S., 1975. A submodel for anaerobic mud-water exchange of phosphate. Ecological Modelling, 1, pp. 133-146.
- Jorgensen S. E., 1976. An Eutrophication model for a lake. Ecological Modelling, 2, pp. 147-165.
- Jorgensen S. E., Mejer H., Friis M., 1978 : Examination of a Lake model. Ecological Modelling, 4, pp. 253-278.
- Kalnay, E., Kanamitsu, M., Kistler, R., Collins, W., and others. 1996. "The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project." Bulletin of the American Meteorological Society, 77, pp. 437-471.
- Malmgren-Hansen A., Mortensen P. et Moller B., 1985. Modelling of oxygen depletion in coastal waters. Water Science and Technology, 17, pp. 967-978.
- Marcer R., Fraunie P., Dekeyser I., Anderson V., 1991. Modelisation numerique d'un couplage physico-biologique en milieu cotier. Oceanologica Acta, 11, pp 71-79.
- Menesguen A., 1992. Les problèmes d'eutrophisation littorale et leurs modélisation. Hydroécologie Appliquée, 4, pp. 55-77
- Mellor G. L., 1991. An equation of state for numerical models of ocean and estuaries. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 8, 609-611.
- Mellor G. L., Wang X. H., 1996 : Pressure comprehension and the bottom boundary layer. Journal of Physical Oceanography, 26, pp. 2214-2222.
- Mellor G. L., 1998. Users guide a three dimensional, primitive equation, numerical ocean model, Program in Atmospheric and Ocean Sciences, Princeton University, Princeton, 41 p.
- Mensi R., 2005. Evaluation quantitative et qualitative des apports d'un bassin versant de la lagune de Bizerte. Rapport de Mastère, INAT, 162 p.
- Mesinger F., Arakawa A., 1976. Numerical Methods Used in Atmospheric Models. GARP Publications Series, 17, 64 pp.
- Mommaerts J.P., Pichot G., Ozer J., Adam Y., Baeyens W., 1984. Nitrogen cycling and budget in Belgian coastal waters: North Sea areas with and without river inputs. Rapports et Procès Verbaux du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 183, pp. 57–69.
- Moussa M., Baccar L., Ben Khemis R., 2005. Ghar El Melh Diagnostic écologique et perspectives d'aménagement hydraulique. Revue des Sciences de l'eau, 18, pp. 13-26.
- Raillard O. and Ménesguen A., 1994. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. Marine Ecology Progress Series, 115, pp. 117-130.
- Philips N. A., 1957. A coordinate system having some special advantages for numerical forecasting, Journal of Applied Meteorology, 14, pp. 184-185.
- Riley M. J., Stefan H. G., 1988. Minlake a dynamic lake water quality simulation model. Ecological Modelling, 43, pp. 155-182.
- Sakka Hlaili, A., El Grami, B., Niquil, N., Gosselin, M., Hamel, D., Troussellier, M., Hadj Mabrouk, H., 2008. The planktonic food web of the Bizerte lagoon (southwestern Mediterranean) during summer: I. Spatial distribution under different anthropogenic pressures Estuarine, Coastal and Shelf Science, 78, pp. 61-77.
- Steele J.H., 1962. Environment control of photosynthesis in the sea. Limnology and Oceanography, 7, pp. 137-150.
- Thomann R.V., Di Toro D.M., Winfield R.P., O'Connor D.J., 1975. Mathematical modelling of phytoplankton in Lake Ontario. 1. Model development and verification. Ecological Research Series, EPA-660/3-75-005, Corvallis, Oregon, 177 p.
- Turki S. et El Abed A., 1999. Sur la présence de Dinophysis spp dans les milieux lagunaires du Nord de la Tunisie. Bulletin de Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, 26, pp. 165-173.
- Verity P. G., 1985. Grazing, respiration, excretion and growth rates of tintinnids. Limnology and Oceanography, 30, pp. 1268-1282.
- Weiss R. F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. Deep Sea Reserch, 17, pp. 721-735.
- Wen Y. H., Peters R. H., 1994. Empirical models of phosphorus and nitrogen excretion rates by zooplankton. Limnology and Oceanography, 39, pp. 1669-1679.
- Werner F. E., 1987. A numerical study of secondary flows over continental shelf edges. Continental Shelf Research, 7, pp. 379-409.