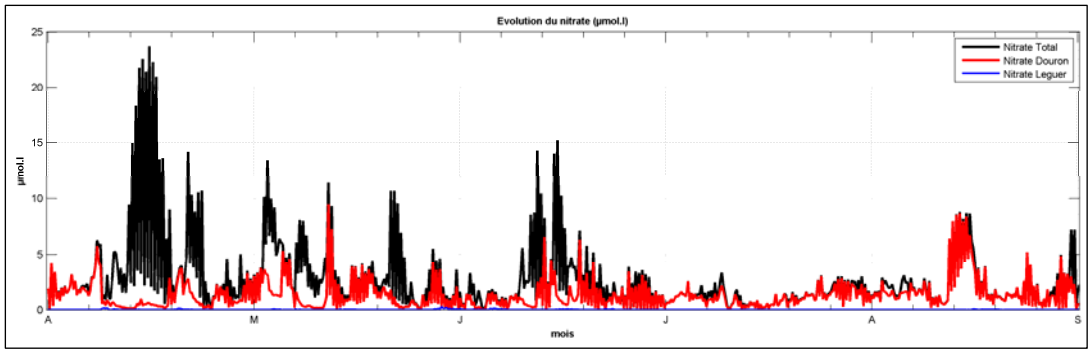
Centre d'Etude et de Valorisation
des Algues
Presqu'île de Pen Lan
BP 3 / 22610 PLEUBIAN
02 96 22 93 50
02 96 22 84 38
e-mail : algue@ceva.fr

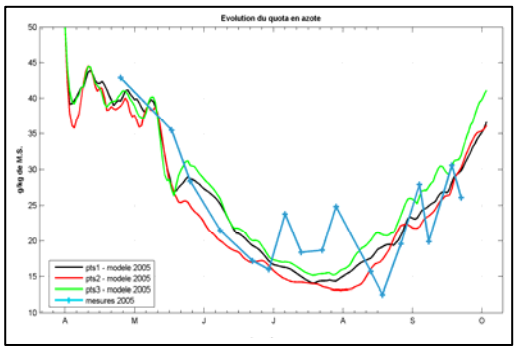
Programme d'intervention du CEVA
en faveur de l'action régionale et interdépartementale
pour la maîtrise des phénomènes de marées vertes

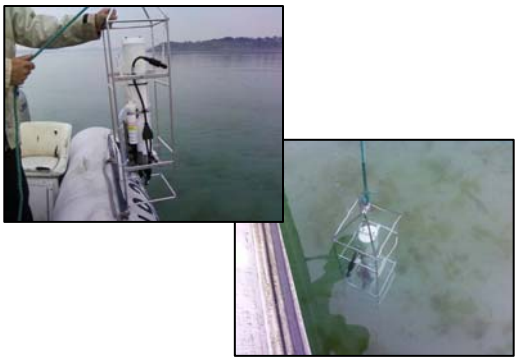
CIMAV 2010

RAPPORT SUR LE PROJET 2

# APPLICATION DU MODELE ECOLOGIQUE TRI-DIMENSIONNEL MARS-ULVES A LA DETERMINATION DES OBJECTIFS DE QUALITE NITRATES/ULVES EN BAIE DE LANNION



ANNEE 2010

# SOMMAIRE

**1- INTRODUCTION ..... 4**

**1.1- RAPPELS DES OBJECTIFS ..... 4**

**2- LE MODELE DE LA BAIE DE LANNION ..... 5**

**2.1- MISE EN PLACE DU MODELE MARS 3D EN BAIE DE LANNION ET COUPLAGE DU MODULE BIOLOGIQUE AU MODELE HYDRODYNAMIQUE ..... 5**

**2.2- ACQUISITION DES DONNEES NECESSAIRES AU FORÇAGE ET A LA VALIDATION DU MODELE ECOLOGIQUE DE LA BAIE DE LANNION ..... 5**

2.2.1- Matériel et méthode ..... 5

2.2.1.1- Mesures en $NO_3$, $NH_4$, salinité et température ..... 5

2.2.1.2- Traitement statistique des résultats de mesures en NO3, NH4, température et salinité ..... 8

2.2.1.3- Mesures de la vitesse du courant ..... 9

2.2.1.4- Comparaisons mesures - modèle ..... 10

2.2.2- Résultats des mesures ..... 11

2.2.2.1- Nitrate et ammonium dissous ..... 11

2.2.2.2- Salinité, température et hauteur d'eau ..... 15

2.2.2.3- Vitesses du courant barotrope ..... 15

2.2.3- Résultats des comparaisons entre les mesures et le modèle ..... 19

2.2.3.1- Nitrate, ammonium, salinité, température et hauteur d'eau ..... 19

2.2.3.2- Vitesse du courant barotrope ..... 20

2.2.4- Résultats complémentaires : influence du panache du Douron et du Léguer ..... 23

**2.3- EXPLOITATION DU MODELE ECOLOGIQUE MARS3D-ULVES EN BAIE DE LANNION ..... 25**

2.3.1- Résultat de la calibration sur l'année 2005 ..... 25

2.3.2- Comparaisons 2D-3D des teneurs en NO3 ..... 29

2.3.3- Fraction de l'azote contenu dans les ulves de la baie de Lannion incluant l'azote relargué dissous par le sédiment ..... 31

2.3.4- Simulation des scénarios de réduction des apports en azote dissous ..... 33

2.3.4.1- Description des scénarios utilisés ..... 33

2.3.4.2- Résultats pour l'année hydrologique 2005 ..... 33

2.3.4.3- Introduction d'un retard dans le départ de la marée verte ..... 34

2.3.4.4- Résultats pour l'année hydrologique 2004 ..... 35

**3- CONCLUSION ..... 37**

**4- REFERENCES ..... 39**

## FIGURES

Figure 1 : Cartes d'interpolation spatiale de la salinité moyenne pour les missions du 27-28/04/2010 et 18-19-25/05/2010....16
Figure 2 : Cartes d'interpolation spatiale de la température moyenne pour les missions du 27-28/04/2010 et 18-19-25/05/2010....17
Figure 3 : Radiales (numérotées de 1 à 11) des champs de courant mesurés entre Locquirec et St Michel en Grève le 07 octobre 2010....18
Figure 4 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de sub-surface** (limite marine Estacade (a) ; limite marine Ceva (a) ; limite marine Estacade et Ceva (c)) ....19
Figure 5 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de fond** (limite marine Estacade (a) ; limite marine Ceva (a) ; limite marine Estacade et Ceva (c)) ....19
Figure 6 : Superposition des champs de courant barotrope mesurés (en rouge) et simulés (en bleu) entre Locquirec et St Michel en Grève le 07 octobre 2010 (radiales numérotées de 1 à 11) ....22
Figure 7 : Localisation des 7 points fixes localisés dans le fond de baie de Lannion....23
Figure 8 : Evolution simulée sur la couche de fond du nitrate dissous en 4 points fixes de l'anse de St Michel en Grève (courbe noire : nitrate total ; courbe rouge : nitrate du Douron ; courbe bleue : nitrate du Léguer) ....24
Figure 9 : Evolution de la biomasse totale en tonnes de poids humide en baie de Lannion simulée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) (courbe noire pour l'anse de St Michel en Grève et courbe rouge pour Locquirec). Mesures surfaciques exprimées en ha équivalent 100%....26
Figure 10 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) du quota en azote en 3 points fixes situés sur le bas de la zone intertidale de la baie de St Michel en Grève (pts1 : 3.5856° W - 48.6886° N ; pts2 : 3.5959° W - 48.6832° N ; pts3 : 3.5774° W - 48.6805°N) et comparaison avec des mesures intertidales réalisées en 2005 à St Michel en Grève....27
Figure 11 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) à 12h00 T.U. de chaque jour de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur en un point fixe (pts1 : 3.5887° W - 48.6872° N situé à + 0.5 mètres au dessus du zéro Shom). La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore....27
Figure 12 : Evolution du nitrate dissous calculée par le modèle 2D (courbe rouge) et le modèle 3D (courbe noire) aux points fixes 1, 3 et 4 localisés en baie de St Michel en Grève....30
Figure 13 : Origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la baie de St Michel en Grève sans flux sédimentaire en azote dissous (figure du haut) et avec un flux sédimentaire en azote dissous (figure du bas) ....31
Figure 14 : Pourcentage moyen sur la période de mai à septembre de l'azote contenu dans les ulves de la baie de St Michel en Grève....32
Figure 15 : Origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la baie de Locquirec sans flux sédimentaire en azote dissous (figure du haut) et avec un flux sédimentaire en azote dissous (figure du bas) ....32
Figure 16 : Pourcentage moyen sur la période de mai à septembre de l'azote contenu dans les ulves de la baie de Locquirec....33
Figure 17 : Evolution de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur dans l'hypothèse d'une limitation des teneurs en nitrate des rivières à 5 mg/l pour les années hydrologiques 2005 (a) et 2004 (b) en un point fixe (3.5887° W - 48.6872° N situé à + 0.5 mètres au dessus du zéro Shom). La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore ....36

## TABLEAUX

Tableau 1 : Récapitulatif et détail des missions effectuées à Saint-Michel-en-Grève avec, de gauche à droite : le numéro de mission, la date de la mission, le coefficient de marée, heure de basse mer (B.M.), heure de début de prélèvement, heure de fin de prélèvement, le nombre de points où ont été mesurés la température et la salinité, le nombre de points pour lesquels ont été dosés les nitrates et l'ammonium dissous....7

Tableau 2 : Compilation des résultats obtenus concernant l'évolution des nitrates dissous ($NO_3^-$) (colonne de gauche) et l'évolution de l'ammonium dissous ($NH_4^+$) (colonne de droite). Lorsque les profils d'évolution de surface et de fond sont corrélés (test de Spearman), le seuil de significativité est signalé par * lorsque p<0,1 et ** lorsque p<0,05) ....12
Tableau 3 : Evolution annuelle des concentrations en nitrates et en ammonium dans la baie de Lannion. Extrait des travaux de Dion et al. (1996) ....14
Tableau 4 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de sub-surface** ....20
Tableau 5 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de fond** ....20
Tableau 6 : Synthèse statistique de la comparaison des vitesses de courant mesurées et simulées ....21
Tableau 7 : Synthèse d'avril à août 2010 du pourcentage moyen et des teneurs moyennes d'azote provenant des apports en nitrate du Douron et du Léguer (localisation des points fixes en Figure 7) ....25
Tableau 8 : Teneurs moyennes en nitrate, ammonium et phosphore dissous estimées en 4 points fixes de l'anse de St Michel en Grève avec les versions 3D et 2D du modèle MARS ....29
Tableau 9 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2005 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec estimés avec les versions 3D et 2D de MARS-Ulves ....34
Tableau 10 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2005 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec dans l'hypothèse de l'introduction d'un retard dans la marée verte ....35
Tableau 11 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2004 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec estimés avec la version 3D de MARS-Ulves ....36

## ANNEXES

Annexe 1 : Description du modèle écologique MARS3D-Ulves développé en baie de Lannion ....41
Annexe 2 : Résultats en baie de Lannion des comparaisons entre les mesures et le modèle forçé à la limite marine par les données de mesure Estacade : ....42
Annexe 3 : Résultats en baie de Lannion des comparaisons entre les mesures et le modèle forçé à la limite marine par les données de mesure Ceva : ....43
Annexe 4 : Résultats des comparaisons entre les mesures et le modèle en baie de Lannion : composantes longitudinale et méridionale du courant barotrope ....44

# Projet 2
# Application du modèle écologique tri-dimensionnel MARS-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves en baie de Lannion

## 1- INTRODUCTION

### 1.1- Rappels des objectifs

La DCE impose, au niveau des bassins versants, la mise en place de plans de maîtrise des flux de sels nutritifs pénétrant dans les masses d'eaux côtières dégradées par l'occurrence excessive de blooms macroalgaux, ou marées vertes en Bretagne. Pour cadrer au mieux ces plans de maîtrise qui seront à mettre en œuvre au niveau de Sages, les Collectivités et l'Agence de l'Eau ont besoin de se référer à des valeurs de concentration en nitrates au niveau des cours d'eau qu'il serait nécessaire d'atteindre pour que les masses d'eau côtières et de transition concernées puissent retrouver le bon état.

L'exploitation en 2009 du modèle écologique MARS2D-Ulves en baie de Lannion a montré une participation importante de la rivière du Douron dans la marée verte se développant en baie de St Michel en Grève. Ce résultat obtenu au moyen du modèle 2D MARS-Ulves soulève un certain nombre d'interrogations du fait que des stratifications sont possibles sur ces zones de faibles courants ce qui se traduit par des difficultés à reproduire correctement la diffusion vers le large. Le Ceva propose de répondre à ces interrogations par l'utilisation de la version tri-dimensionnelle du modèle MARS élaboré par Ifremer et par le recours à des séries de mesures dans le but de caler et de valider le modèle développé et de mieux cerner les principaux processus physiques (déploiement d'un capteur température/salinité) et biogéochimiques (mesures de sels nutritifs) jouant un rôle dans l'eutrophisation du fond de baie de Lannion. Ces actions ont été réalisées en collaboration étroite avec le département Ifremer Dyneco de Brest.

Outre cette action spécifique visant à une meilleure compréhension de la circulation dans le fond de baie de Lannion (importance de la dessalure dans le devenir des apports fluviaux en particulier ceux du Douron), le Ceva prévoit dans le cadre de la DCE d'appliquer le modèle MARS-Ulves dans sa version tri-dimensionelle pour déterminer des objectifs de qualité en nutriments dissous à l'exutoire des principales rivières du fond de baie de Lannion. Les résultats obtenus pourront être comparés avec ceux déjà obtenus en 2D et permettront de statuer sur la nécessité d'utiliser ou non le 3D sur les secteurs à marées vertes reconnus comme des zones à très faible circulation de marée où peuvent se développer des gradients de densité induits par les apports d'eau douce des rivières.

## 2- LE MODELE DE LA BAIE DE LANNION

### 2.1- Mise en place du modèle MARS 3D en baie de Lannion et couplage du module biologique au modèle hydrodynamique

L'outil de modélisation utilisé dans le cadre de cette étude est le modèle MARS3D (3D hydrodynamical Model for Application at Regional Scale) développé par Ifremer (Lazure et Dumas, 2008). Ce modèle fonctionne en différences finies et est basé sur la résolution des équations de Navier-Stokes à trois dimensions d'espace. Il repose sur la séparation des modes barotrope et barocline et utilise le principe des emprises emboîtées sous forme gigogne (cf. détails des modèles emboîtés dans le rapport Prolittoral 2004).

Une opération spécifique de couplage du module biochimique issue de MARS2D-Ulves au modèle MARS3D (dans sa version V8.17) a été engagée. Ce travail a été en partie réalisé avec l'assistance d'Ifremer. De la même façon que pour le modèle MARS2D-Ulves, 11 variables d'états reliées entre elles par les processus chimiques et biologiques exprimés sous forme d'équations différentielles ordinaires du temps ont été retenues :

- l'azote minéral dissous sous la forme nitrate ($N\text{-}NO_3^-$) et ammonium ($N\text{-}NH_4^-$), la forme nitrite étant négligée,
- le phosphore minéral dissous dans l'eau ($P\text{-}PO_4^{3-}$)
- l'azote et le phosphore sous leur forme détritique dans l'eau,
- l'azote et le phosphore des ulves en dépôt sous leur forme organique (incluse dans la matière vivante),
- la biomasse des ulves en dépôt,
- l'azote minéral dissous sous la forme nitrate ($N\text{-}NO_3^-$) et ammonium ($N\text{-}NH_4^-$), le phosphore minéral dissous provenant du sédiment.

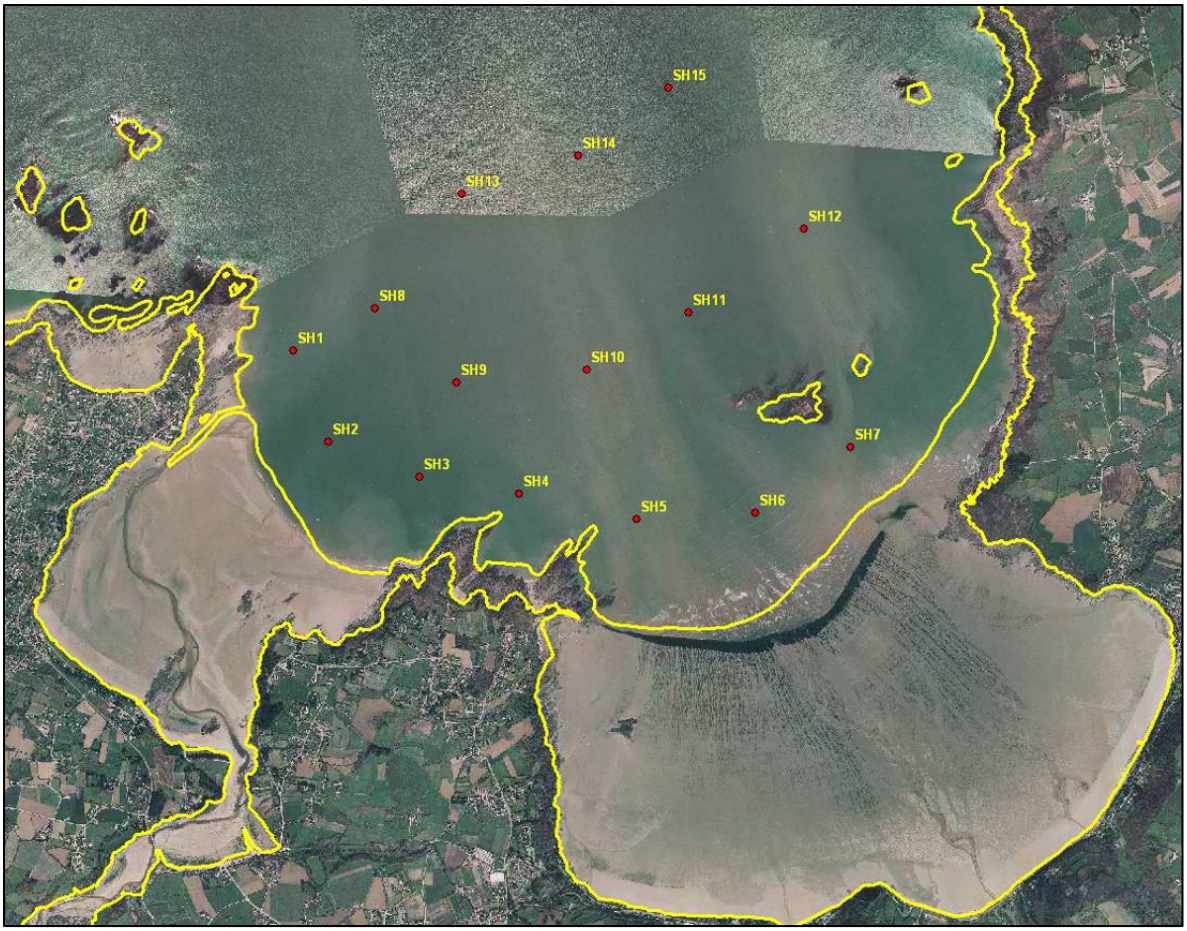
En plus des apports d'origine terrigène et de ceux provenant de la limite marine, un apport en sels nutritifs par le compartiment sédimentaire (NO3, NH4 et PO4 dissous) a été introduit. Les équations différentielles du modèle biochimique ainsi que le détail des processus modélisés incluant l'opération de couplage de ce sous-modèle au modèle hydrodynamique MARS sont reportés en ANNEXE 1.

### 2.2- Acquisition des données nécessaires au forçage et à la validation du modèle écologique de la baie de Lannion

#### 2.2.1- *Matériel et méthode*

##### *2.2.1.1- Mesures en $NO_3$, $NH_4$, salinité et température*

Une série de mesures et de prélèvements *in situ* ont été effectués sur l'ensemble de la baie entre le 14 avril et le 25 mai 2010 afin de valider la physique du modèle (rôle du panache du Douron) et d'avoir une connaissance plus précise des caractéristiques hydrologiques de la baie de Saint-Michel-en-Grève. Les points d'échantillonnage ont été répartis régulièrement sur les isobathes de 2, 5 et 10 m (Carte 1). La période de prélèvement a été choisie pour permettre un suivi des paramètres hydrologiques au début du printemps, période cruciale pour le démarrage du développement des algues vertes. Les paramètres pris en compte ont été : la température de l'eau, la salinité, les nitrates dissous et l'ammonium dissous, la hauteur d'eau et la transparence de l'eau.




Carte 1 : Répartition des points de mesures effectués dans la baie de Saint-Michel-en-Grève. Les points ont été positionnés selon les isobathes 2, 5 et 10 m

Les mesures de température (± 0.01 °C) et de salinité (± 0.01 p.s.u.) ont été effectués à l'aide d'une sonde Sea-bird SBE 19 plus (Photo 1), mise à disposition par Ifremer, permettant un enregistrement des paramètres à chaque seconde durant la période d'immersion de la sonde. Ainsi, pour chaque point d'échantillonnage, la sonde a été immergée, maintenue 1 minute à la surface (temps nécessaire à la mise en circulation de l'eau de mer au niveau des différentes cellules de mesure) puis descendue lentement dans la colonne d'eau jusqu'au fond. De retour au laboratoire, la sonde a été reliée à un ordinateur disposant du logiciel SEASOFT© adapté à l'extraction des données. Les résultats ont été par la suite transférés sur Matlab pour permettre la visualisation des différents profils verticaux de température et de salinité obtenus à chaque point et ce pour chacune des missions.

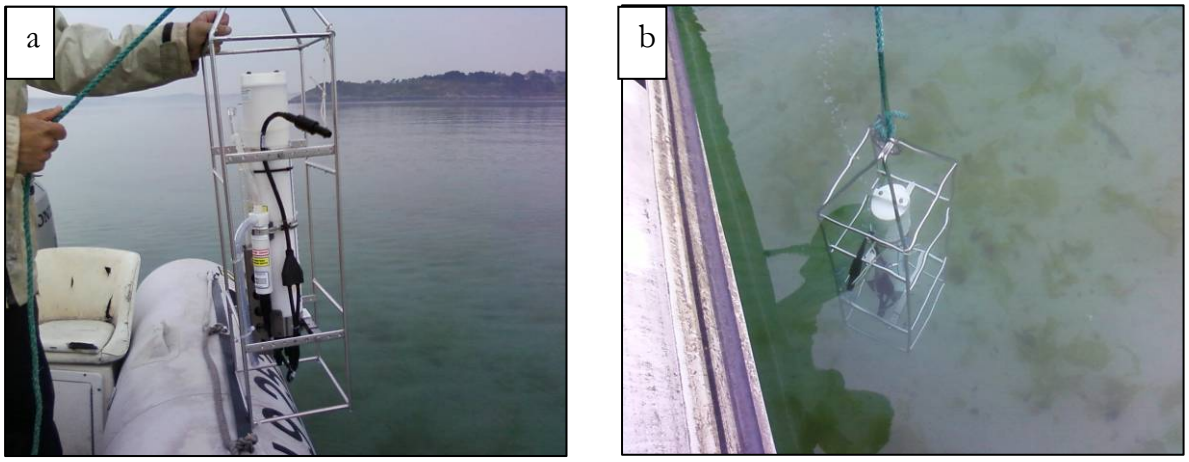



Photo 1 : Illustration de la sonde Sea-bird SBE 19 plus émergée (a) puis immergée (b)

Les échantillons d'eau de surface destinés aux dosages de nitrates et d'ammonium ont été prélevés directement en plongeant le flacon à 10 cm sous la surface après l'avoir préalablement rincé 3 fois avec l'eau du milieu. Les prélèvements d'eau du fond ont été effectués à l'aide d'une bouteille Niskin de 5 litres (Photo 2).

Photo 2 : Illustration de la bouteille fermante type Niskin utilisée pour les prélèvements d'eau du fond

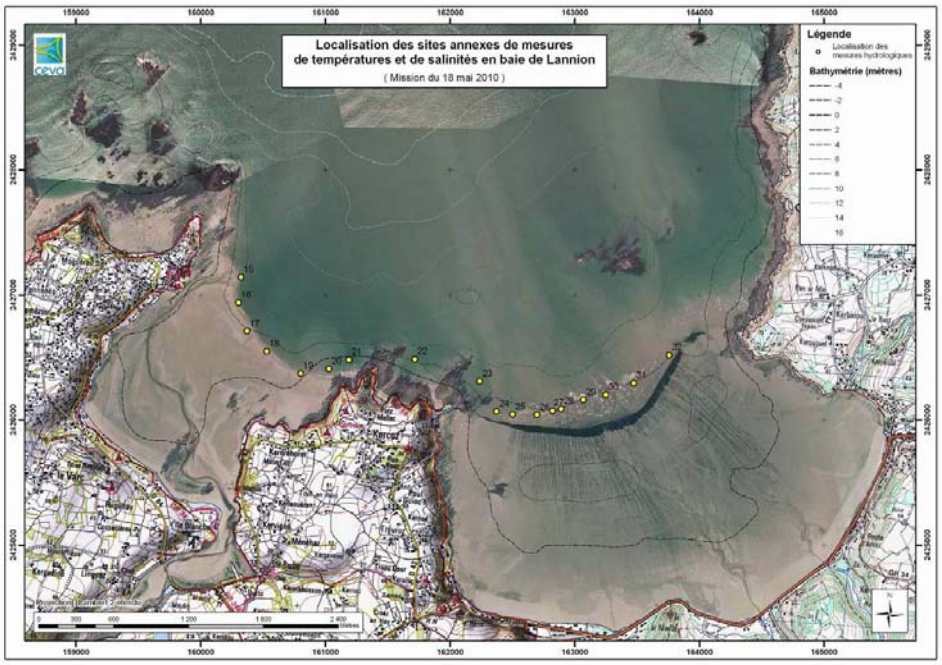
Les échantillons récoltés ont été conservés en glaciaire durant la mission puis à 4 °C de retour au laboratoire. Le lendemain de la mission, les échantillons ont été filtrés sur des filtres de 0.2 µm de porosité puis conservés à – 18 °C jusqu'au jour du dosage. Les nitrates et l'ammonium dissous ont été dosés par l'Institut Pasteur de Lille (seuil de détection : 0.1 µM pour les nitrates et l'ammonium).
La hauteur d'eau en chaque point a été mesurée par échosondeur (Furuno LS 4100 bi-fréquence, ± 0.1 m).
Six missions de terrain ont été organisées afin d'effectuer les prélèvements d'eau de mer couplés aux mesures physico-chimiques (température et salinité). Le détail des missions est répertorié ci-dessous (Tableau 1).

Tableau 1 : Récapitulatif et détail des missions effectuées dans la baie de Saint-Michel-en-Grève avec, de gauche à droite : le numéro de mission, la date de la mission, le coefficient de marée, heure de basse mer (B.M.), heure de début de prélèvement, heure de fin de prélèvement, le nombre de points où ont été mesurées la température et la salinité, le nombre de points pour lesquels ont été dosés les nitrates et l'ammonium dissous

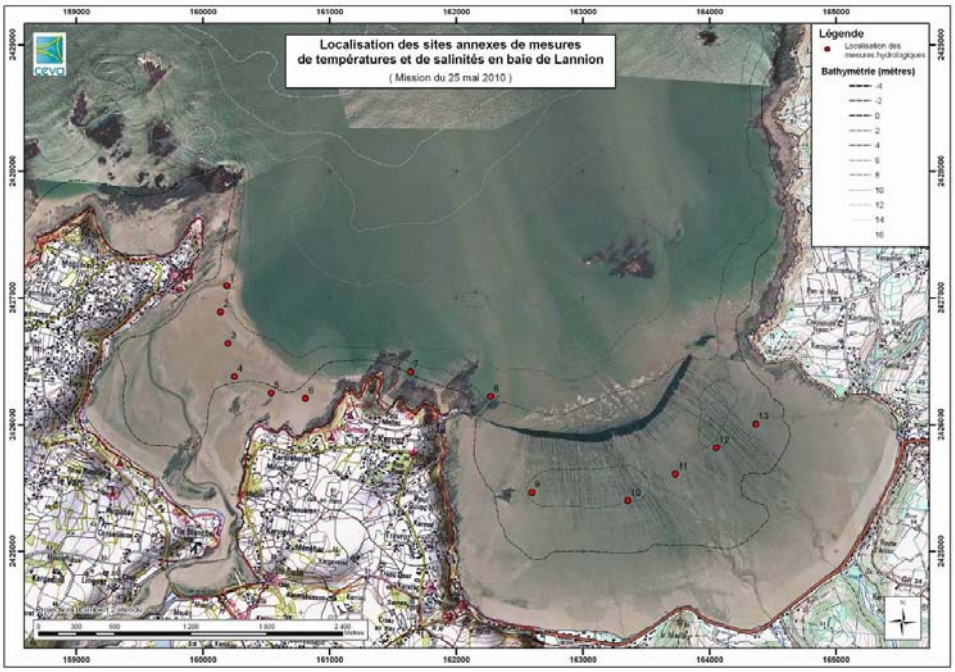
| Mission | Date | Coeff. | B.M | Début | Fin | T/S | $NO_3^-/NH_4^+$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 14/04/2010 | 85/88 | 13h23 | 10h35 | 14h01 | 1 point[1] | 15 points |
| 2 | 27/04/2010 | 93/97 | 12h28 | 10h14 | 13h34 | 15 points | 15 points |
| 3 | 28/04/2010 | 99/100 | 13h13 | 11h20 | 15h07 | 15 points | 15 points |
| 4 | 18/05/2010 | 77/74 | 16h12 | 10h53 | 16h38 | 33 points | 15 points |
| 5 | 19/05/2010 | 70/66 | 17h02 | 11h39 | 14h52 | 15 points | 15 points |
| 6 | 25/05/2010 | 74/77 | 11h11 | 10h14 | 14h18 | 28 points | 14 points[2] |

[1] Sonde défectueuse
[2] Perte d'un échantillon lors de l'étape de filtration

Lorsque les conditions météorologiques et de marée le permettaient, des mesures de température et de salinité ont été ajoutées en proche côtier (durant la mission 4 et la mission 6). Les points ajoutés pour chacune des missions sont présentés Carte 2 et Carte 3.




Carte 2 : points d'échantillonnages ajoutés pour des mesures de température et de salinité en très proche côtier lors de la mission du 18 mai 2010




Carte 3 : points d'échantillonnages ajoutés pour des mesures de température et de salinité en très proche côtier lors de la mission du 25 mai 2010

### *2.2.1.2- Traitement statistique des résultats de mesures en NO3, NH4, température et salinité*

Pour faciliter l'interprétation des données acquises *in situ*, des analyses en composantes principales (ACP) ont été effectuées. Ce type d'analyse permet de mettre en évidence à la fois d'éventuelles corrélations entre les variables et d'identifier des groupes d'observations homogènes ou s'individualisant d'un groupe principal. Les données de température, salinité, concentrations de nitrates et ammonium dissous ont été utilisées en variables actives (variables qui vont participer au calcul des axes factoriels). Les points de prélèvements ont constitués les observations. Lorsque des données étaient manquantes, les observations correspondantes ont été retirées de l'analyse.

Pour déterminer l'existence d'une corrélation entre les profils d'évolution temporelle en surface et en profondeur des paramètres nitrates et ammonium, un test de Spearman a été effectué. Les seuils de significativité de 5 et 10 % ont été retenus.

Enfin pour établir d'éventuelles différences entre les différents groupes de points selon leur localisation bathymétrique (points placés sur l'isobathe 2 m, 5m et 10 m), une analyse de variance à un facteur (ANOVA) a été utilisée.

#### *2.2.1.3- Mesures de la vitesse du courant*

En appui des mesures en NO3, NH4, température et salinité décrites aux points précédents, une campagne de mesure courantologique a été mise en œuvre le 07 octobre 2010 (coefficient de marée : 108) avec la collaboration d'Ifremer pour le prêt de la sonde ADCP et la société Brestoise Hocer Environnement pour les moyens à la mer. L'objectif de ces mesures est de renforcer la validation du modèle physique MARS3D car l'évolution des panaches de dispersion des sels nutritifs est directement influencée par la courantologie.

Un total de 11 radiales a été effectué dans le secteur géographique compris entre les baies de Locquirec et de St Michel en Grève (cf. Figure 3).

Une suite de programmes codés sous Matlab a été utilisée pour dépouiller les données ADCP et moyenner en chaque point de mesure le profil vertical de vitesse.

### *2.2.1.4- Comparaisons mesures - modèle*

*A – NO3, NH4, température et salinité :*

Pour ces comparaisons, les données réelles de météorologie et de marée ont été utilisées pour les simulations. Les données 2010 de flux des sept principales rivières alimentant le fond de baie de Lannion (Yar, Douron, Léguer, Roscoat, Quinquis, Kerdu, Traou Bigot) ont été collectées auprès des services techniques des différentes organismes en charge du suivi de la qualité des eaux (Lannion-Trégor Agglomération pour le BV de Lieue de Grève et du Léguer, Syndicat Mixte du Trégor pour le Douron).

Concernant les données de forçage aux frontières ouvertes du modèle pour l'année simulée 2010, deux types de mesures ont été utilisés pour constituer des séries temporelles réalistes de forçage aux limites marines :

- **Mesures SOMLIT** à Estacade (capteur localisé au bout de la jetée de l'embarcadère de l'île de Batz). Les données récupérées sur l'année 2010 et mesurées uniquement en sub-surface concernent les variables : NO3, NH4, Température et salinité

- **Mesures Ceva** (pour NO3 et NH4). Cette série a été élaborée en réalisant une moyenne des points de mesures SH13-SH14-SH15 en surface et au fond pour les variables NO3 et NH4. Le forçage en température et salinité utilise les données des mesures SOMLIT.

Les hauteurs d'eau mesurées et utilisées pour la comparaison avec le modèle sont celles enregistrées par le Ceva au moyen de la sonde T,S aux 15 points fixes pour chacune des missions.

Deux couches ont été retenues pour ces comparaisons : la couche de fond et la couche de sub-surface. Cette dernière correspond en chaque point de comparaison au 4/15 de la hauteur d'eau mesurée et simulée. Ainsi, si la hauteur d'eau est de 15 m (respectivement 6 m), on retiendra la valeur mesurée et simulée à +4 m (respectivement 1.6 m) en-deçà de la surface. Ce choix a été effectué en raison de la hauteur intrinsèque de la sonde T,S qui est de l'ordre de 50 cm.

Des analyses en composantes principales (ACP) ont été effectuées pour qualifier d'un point de vue statistique le degré de corrélation entre les résultats de mesures et le modèle.

*B – Vitesse du courant barotrope :*

La comparaison a consisté, pour chacune des radiales mesurées et simulées, à comparer en direction et en intensité la composante barotrope de la vitesse du courant qui désigne la vitesse moyenne du courant sur l'ensemble de la colonne d'eau. Cette comparaison a été effectuée d'un point de vue qualitatif (superposition des champs de courant mesurés et simulés) et quantitatif (calcul du coefficient de corrélation entre les mesures et le modèle) au moyen du logiciel de calcul numérique Matlab.

### 2.2.2- ***Résultats des mesures***

#### *2.2.2.1- Nitrate et ammonium dissous*

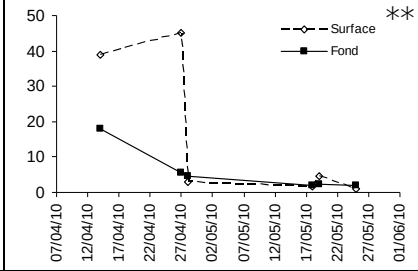
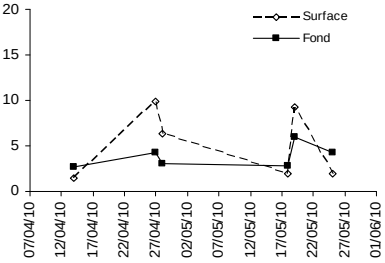
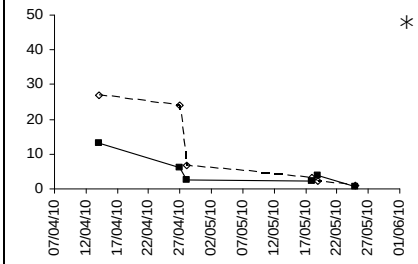
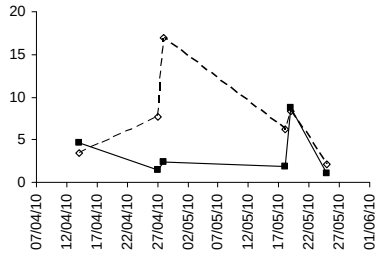
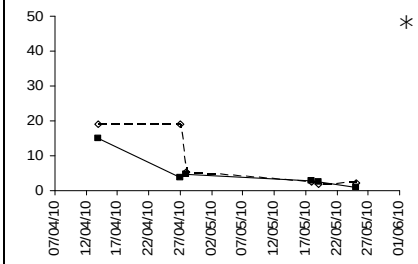
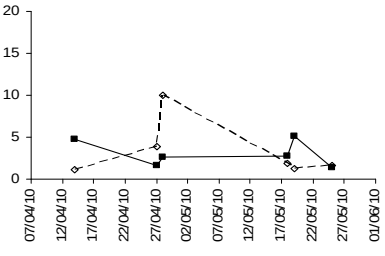
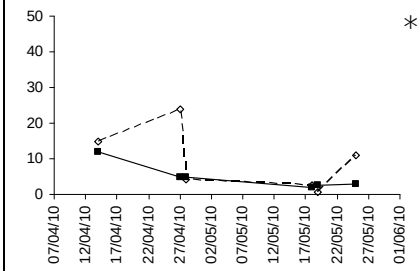
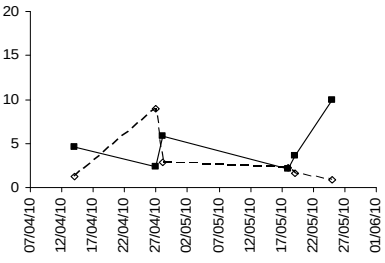
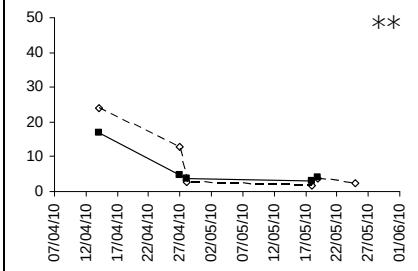
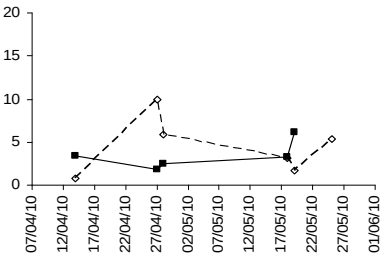
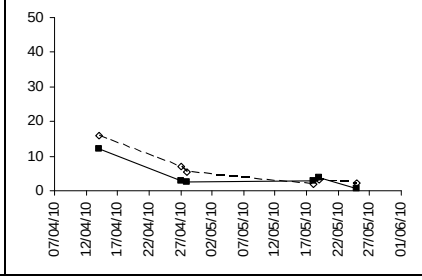
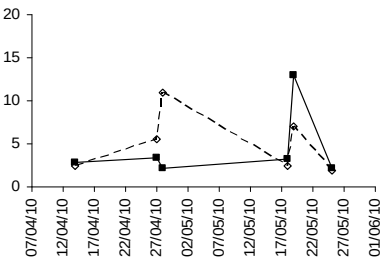
Concernant la concentration en **nitrate dissous** (Tableau 2, colonne de gauche), les valeurs les plus fortes ont été mesurées en surface et durant les deux premières missions (le 14/04/2010 et le 27/04/2010) quel que soit le point considéré. La concentration maximale mesurée a été de 45.00 µM au point SH1 en surface le 27/04/2010. Sur la majorité des points, une diminution drastique de la concentration en nitrates dissous a lieu entre le 27/04/2010 et le 28/04/2010, témoignant d'une activité biologique importante sans doute accompagné d'un mélange des eaux. Les observations effectuées sur le terrain (eaux vertes, importante densité de zooplancton) semblent indiquer que les prélèvements ont débutés durant la période d'initiation du bloom planctonique printanier ce qui pourrait expliquer la diminution importante et rapide de la concentration en nitrates des eaux de surface.
Les eaux de surface sont généralement plus riches en nitrates que les eaux du fond, notamment pour les deux premières missions avec des eaux de surface pouvant être jusqu'à 8 fois plus riches en nitrates que les eaux du fond (SH1, le 27/04/2010). A partir du 28/04/2010, la différence entre fond et surface n'est plus marquée pour la majorité des points échantillonnés. Ponctuellement certains points ont même montrés des concentrations en nitrates en surface inférieures à celles du fond.

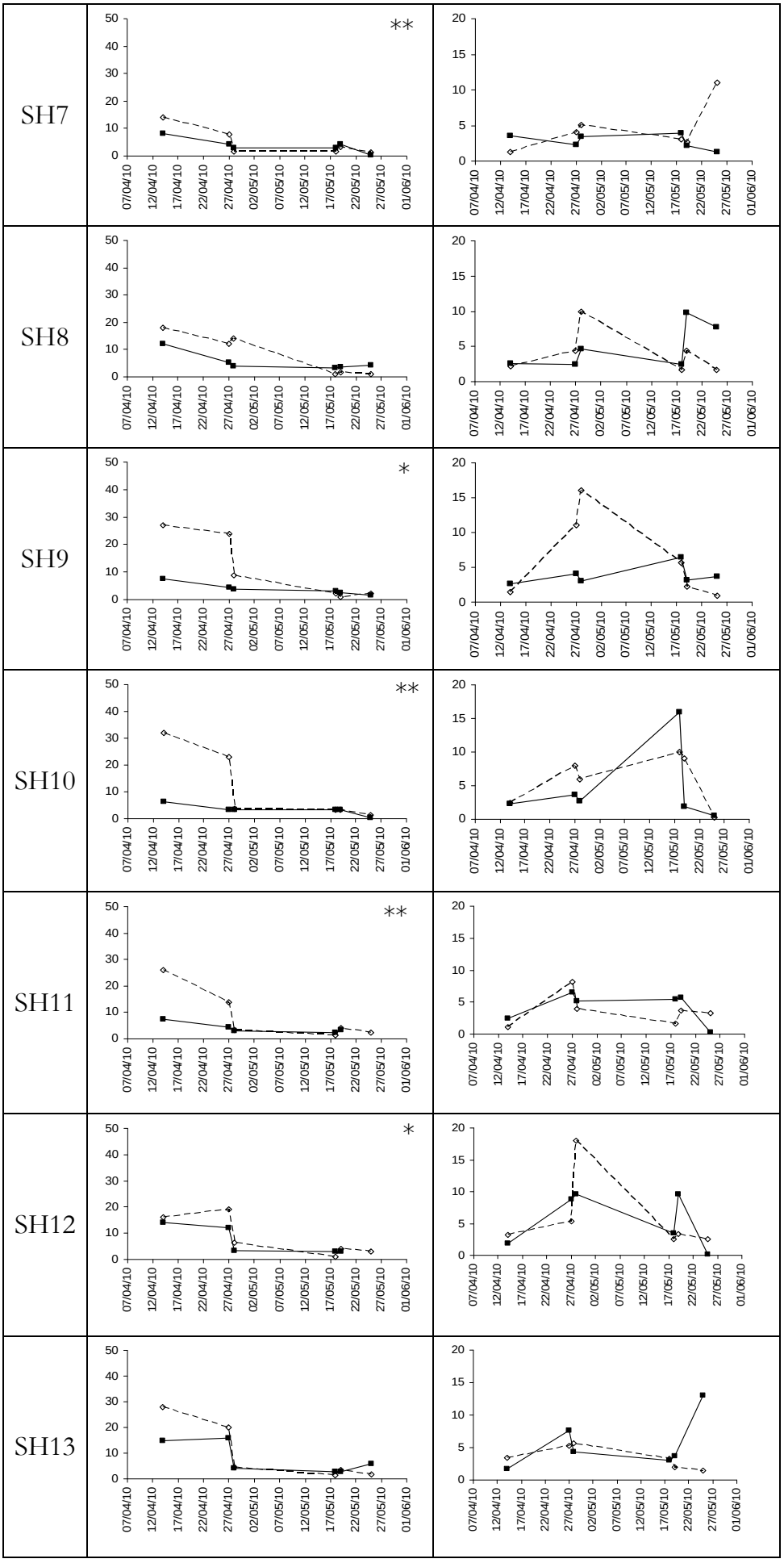
En regroupant les points selon leurs isobathes, une moyenne de 9.01 µM en surface et 5.12 µM au fond ont été mesurées sur l'ensemble des missions pour l'isobathe 2 m (SH1 à SH7), 9.34 µM en surface et 4.76 µM au fond pour l'isobathe 5m (SH8 à SH12) et 8.60 µM en surface et 6.92 µM au fond pour l'isobathe 10m (SH13 à SH15). L'ANOVA faite à partir de ces données n'a montré aucune différence significative entre les points regroupés par isobathes, aussi bien pour les prélèvements de surface que pour les prélèvements de fond démontrant ainsi une homogénéité horizontale de la baie en termes de concentration en nutriments indiquant une absence de gradient de concentration côte-large.

Sur les 15 points échantillonnés, 11 présentent des profils d'évolution des nitrates corrélés entre le fond et la surface (test de Spearman, $p < 0.1$ ou $p < 0.05$) ce qui semble indiquer un fonctionnement biologique comparable en surface et au fond pour la majeure partie de la baie. Il est à noter l'absence de pluie durant toute la période de prélèvement ce qui a limité les apports terrigènes, permettant ainsi d'identifier et d'isoler le fonctionnement biologique seul. Les valeurs publiées par Dion et al. (1996) pour la baie de Saint-Michel-en-Grève sont comparables avec les valeurs de cette étude (Tableau 3).

Sur l'ensemble des missions effectuées, les concentrations en ammonium ont variées de 0,3 à 18 µM en surface et de 0,2 à 18 µM au fond (Tableau 2, colonne de droite). En tenant compte de la moyenne des concentrations en ammonium mesurées sur l'ensemble des points d'échantillonnage, la concentration en ammonium a été supérieure en surface durant les missions du 27 et du 28/04/2010 avec des valeurs respectives de 6.7 et 8.4 µM, les concentrations au fond étant à ces mêmes dates de 4.9 et 4.4 µM. Lors des quatre autres missions (14/04 ; 18/05 ; 19/05 et 25/05), l'ammonium était en moyenne plus important au fond qu'à la surface avec des concentrations de 2.9, 4.4, 5.6 et 3.5 µM. Les concentrations correspondantes en surface étaient de 1.8, 3.5, 4.1 et 2.6 µM. L'augmentation de la concentration en ammonium en surface entre la mission du 14/04 et la mission du 27/04 sur l'ensemble des points échantillonnés et la poursuite de cette augmentation le 28/04 pour 60 % des points échantillonnés tend à montrer d'une part une relation inverse entre les évolutions du nitrate et de l'ammonium et semble indiquer d'autre part une importante activité de reminéralisation sans doute issue du bloom planctonique. Les profils d'évolution de la concentration en ammonium entre le fond et la surface ne sont pas corrélés. Les valeurs de cette étude sont comparables à celles mesurées dans la baie de Saint-Michel-en-Grève par Dion et al. (1996) (Tableau 3). Néanmoins, les valeurs ponctuellement fortes pourraient indiquées une concentration en matière organique plus importante qu'autrefois.

Tableau 2 : Compilation des résultats obtenus concernant l'évolution des nitrates dissous ($NO_3^-$) (colonne de gauche) et l'évolution de l'ammonium dissous ($NH_4^+$) (colonne de droite). Lorsque les profils d'évolution de surface et de fond sont corrélés (test de Spearman), le seuil de significativité est signalé par * lorsque p<0,1 et ** lorsque p<0,05)

| Point | [$NO_3$] (µmol.l$^{-1}$) | [$NH_4$] (µmol.l$^{-1}$) |
|---|---|---|
| SH1 |   |   |
| SH2 |   |  |
| SH3 |   |  |
| SH4 |   |  |
| SH5 |   |  |
| SH6 |  |  |


SH7
SH8
SH9
SH10
SH11
SH12
SH13
**
*
**
**
*
07/04/10
12/04/10
17/04/10
22/04/10
27/04/10
02/05/10
07/05/10
12/05/10
17/05/10
22/05/10
27/05/10
01/06/10

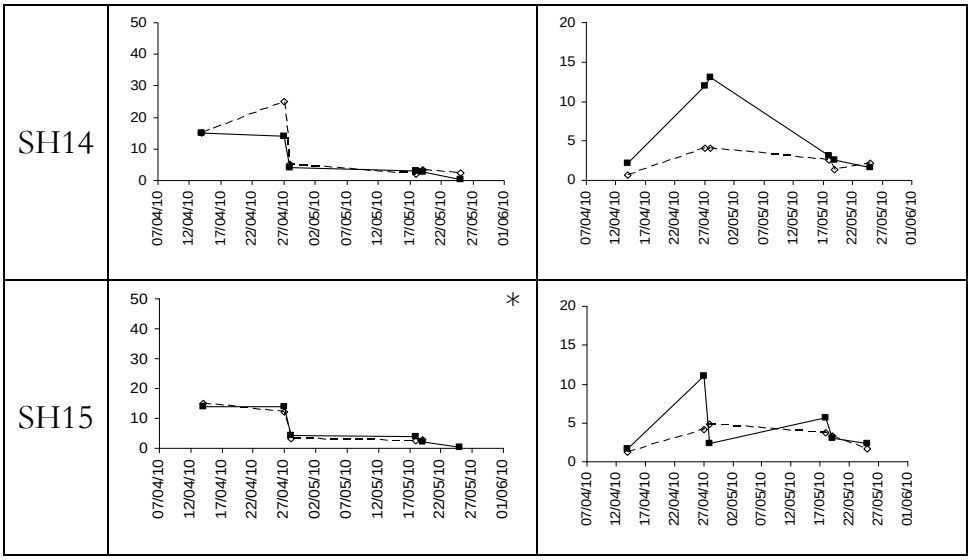



Tableau 3 : Evolution annuelle des concentrations en nitrates et en ammonium dans la baie de Lannion. Extrait des travaux de Dion et al. (1996)

| | SEAWATER(1) | | |
|---|---|---|---|
| | [NO3] µmol.l-1 | [NH4] µmol.l-1 | [NO3]/[NH4] ratio |
| 21/02 | 44 | 3,5 | 12,0 |
| 21/03 | 44 | 4,5 | 9,7 |
| 21/04 | 18 | 2,4 | 7,5 |
| Start of Green Tide | | | |
| 19/05 | 9 | 1,5 | 6,0 |
| 16/06 | 7 | 4,4 | 1,6 |
| 18/07 | 4 | 2,3 | 1,7 |
| 19/09 | 16 | 1,5 | 10,6 |
| 15/11 | 18 | 1,2 | 15,0 |

#### *2.2.2.2- Salinité, température et hauteur d'eau*

La synthèse des mesures effectuées est présentée dans les cartes élaborées à partir des moyennes de température et de salinité mesurées sur la colonne d'eau en chaque point d'échantillonnage (cf. Figure 1 et Figure 2).

Les missions du 27 avril, 28 avril et du 25 mai ont été effectuées principalement à marée montante alors que les missions du 18 et du 19 mai ont été effectuées à marée descendante. Il apparaît qu'à marée montante, l'influence des apports terrigènes d'eau douce sont peu visibles dans la baie, la marée montante bloquant ces apports au niveau du domaine du très proche côtier. Ainsi, dans cette situation de marée, les eaux de la baie ont une salinité moyenne de 34.7/34.8 et de l'ordre de 34.4 en très proche côtier. En revanche, à marée descendante, il apparaît deux panaches d'eau moins salée, l'un provenant de la plage de Saint-Michel-en-Grève, l'autre issu de la plage de Locquirec. Lors de nos missions, aucune pluie n'est venue alimenter ces différents panaches, leur dispersion n'est donc pas maximale. Cela s'observe très bien pour la mission du 19 mai pour laquelle aucun point en très proche côtier n'a été ajouté ce qui rend le panache issu de Locquirec invisble. En période de forte pluie, il semble donc probable que le panache issu de Locquirec vienne se mêler à celui issu de Saint-Michel-en-Grève. A marée descendante, les salinités varient en moyenne de 33.6 à 34.8 du très proche côtier vers le large (mission du 18 mai 2010) et de 34.6 à 34.8 sans les points du très proche côtier (mission du 19 mai 2010).

Quelque soit le régime de marée, les températures évoluent de façon décroissante du bord de la plage vers le large, les eaux les plus chaudes étant au niveau de Saint-Michel-en-Grève. L'observation d'un gradient de température entre le très proche côtier et les points les plus au large en cette saison est un phénomène classique (température d'autant plus élevée que la profondeur est faible). Ce phénomène profite très probablement en début de saison aux ulves qui peuvent bénéficier sur la zone de balancement des marées d'une eau plus chaude qu'en mer. Au cours des missions, la température des eaux du large ont évolué de 10.8 à 12.5°C et les eaux du bord sont passées de 11.5 à 16 °C.

#### *2.2.2.3- Vitesses du courant barotrope*

Les courants maximum mesurés au moyen de la sonde ADCP sont de l'ordre de 30 cm/s. Durant la phase de flot, ces derniers sont nettement dirigés vers les baies de St Michel en Grève et de Locquirec selon un axe sud sud-est (radiales 1 à 8). En tout début de jusant (mesures effectuées jusqu'à PM+1h), le courant de marée se trouve logiquement opposé au flot et prend globalement une direction nord nord-ouest. Toutefois, une forte instabilité directionnelle des courants de marée est observée peu après l'étale de basse mer au niveau des radiales 10 et 11 où les directions de courant varient rapidement d'une mesure à la suivante (Figure 3).

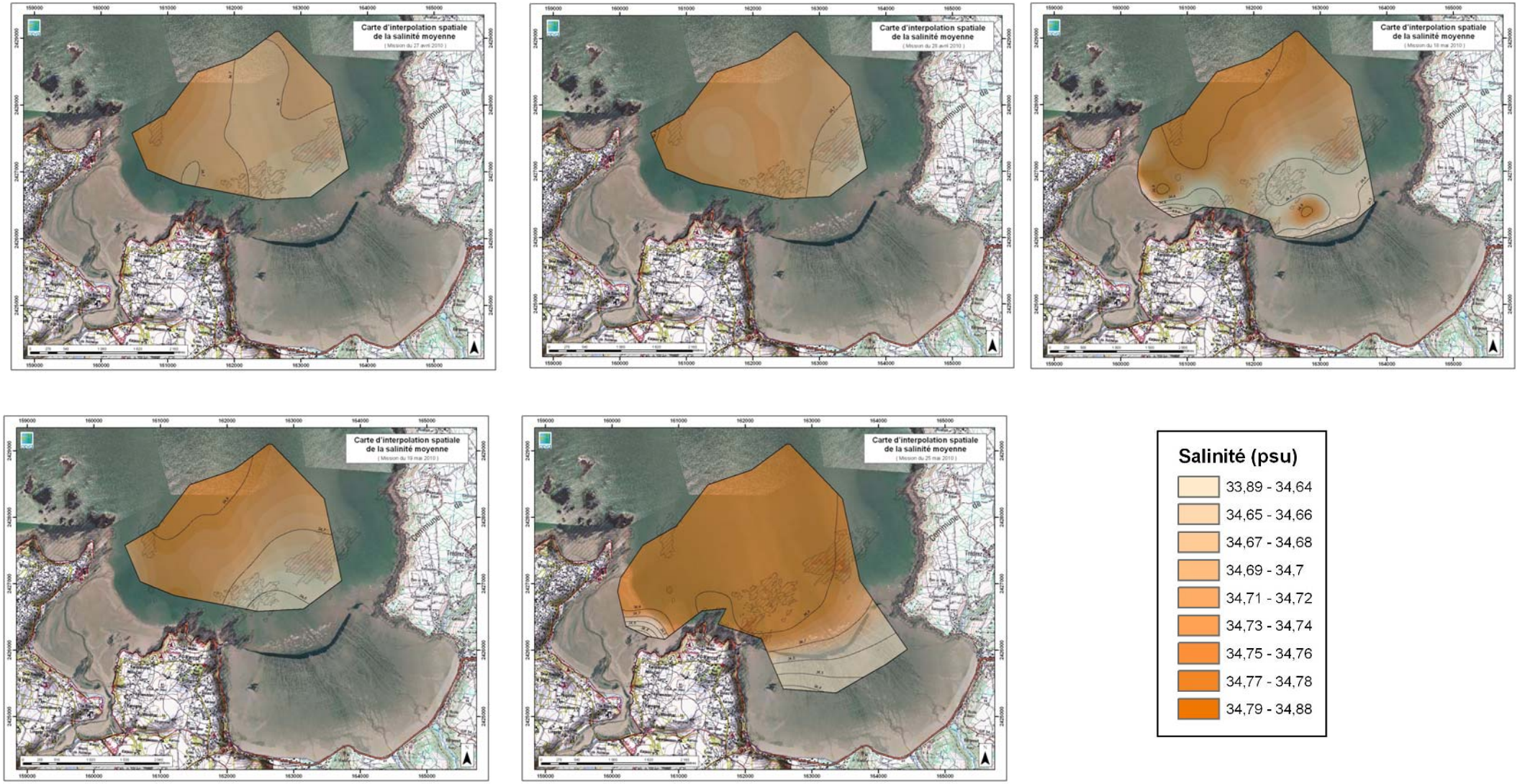



Figure 1 : Cartes d'interpolation spatiale de la salinité moyenne pour les missions du 27-28/04/2010 et 18-19-25/05/2010

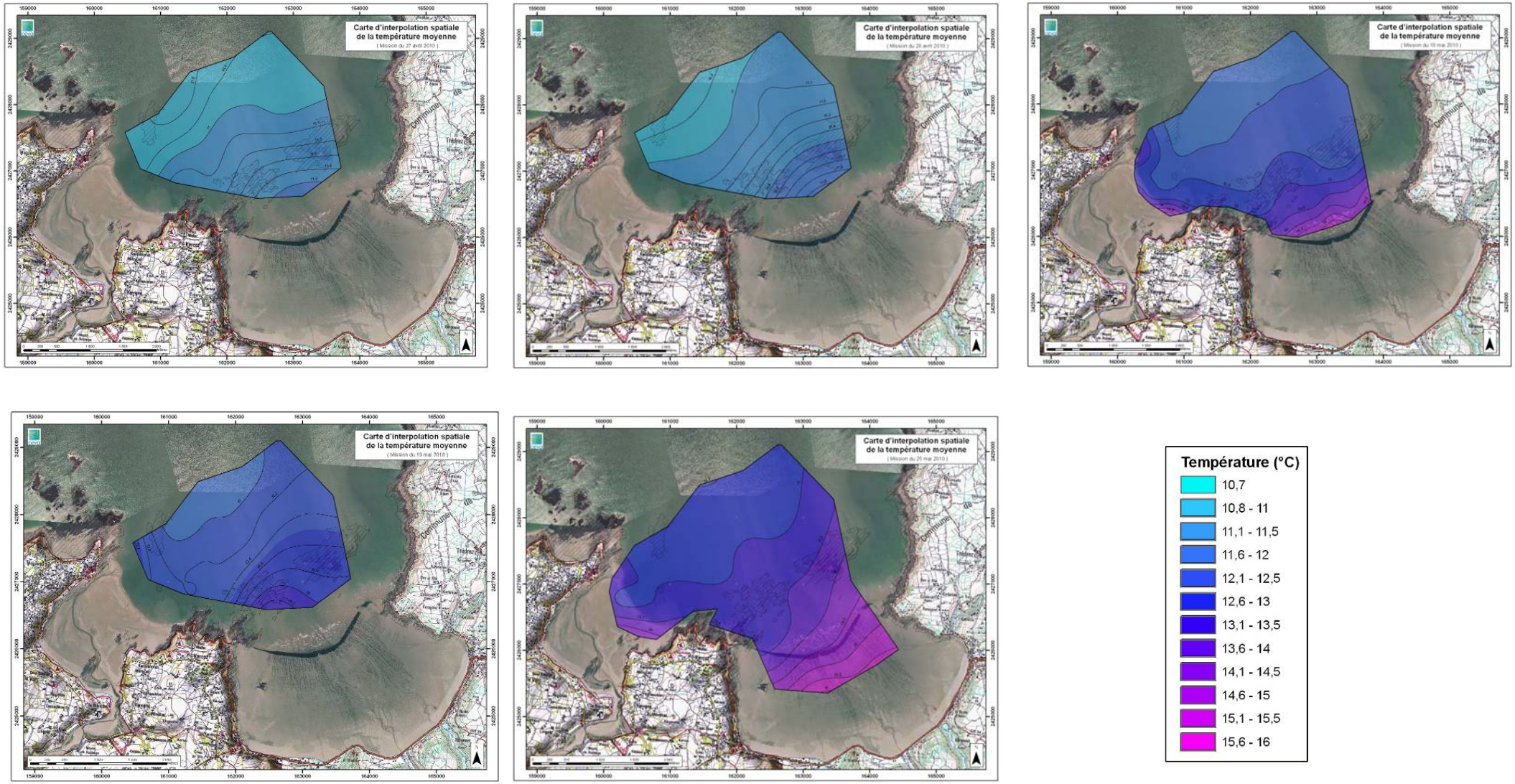



Figure 2 : Cartes d'interpolation spatiale de la température moyenne pour les missions du 27-28/04/2010 et 18-19-25/05/2010

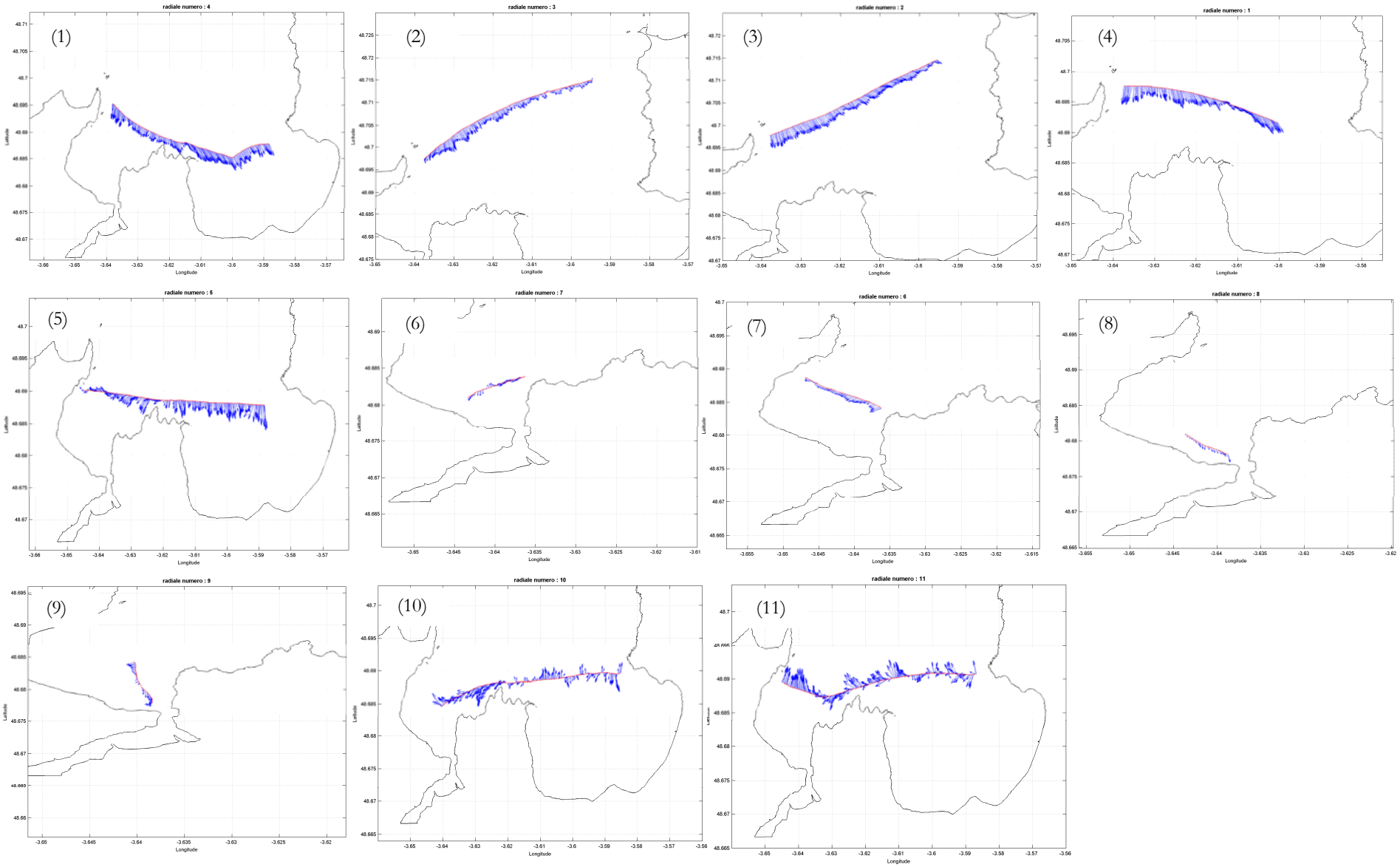



Figure 3 : Radiales (numérotées de 1 à 11) des champs de courant mesurés entre Locquirec et St Michel en Grève le 07 octobre 2010

### 2.2.3- ***Résultats des comparaisons entre les mesures et le modèle***

#### *2.2.3.1- Nitrate, ammonium, salinité, température et hauteur d'eau*

Les figures illustrant les résultats de l'évolution des données mesurées avec le modèle dans l'hypothèse d'un forçage à la limite marine utilisant d'une part les données Estacade et d'autre part celles mesurées par le Ceva sont reportées en ANNEXE 2 et ANNEXE 3. Vu le nombre de point de mesures à présenter (15 au total pour chacune des deux limites marines), seules les comparaisons aux points de mesure 2, 6 et 14 sont présentées pour la couche de fond et de sub-surface. Les Figure 4 et Figure 5 illustrent les résultats de l'analyse en composantes principales en projection sur le plan factoriel pour la couche de fond et de sub-surface. Le Tableau 4 et le Tableau 5 synthétisent ces résultats par l'analyse du coefficient de corrélation entre les mesures et le modèle.

Pour la couche de sub-surface et de fond et à l'exception de l'ammonium, les résultats de comparaison sont corrects pour chacune des deux limites marines testées. Dans le cas de la couche de fond, il existe cependant une meilleure adéquation entre les mesures et le modèle que celle obtenue pour la couche de sub-surface. Pour les raisons évoquées précédemment (cf. § 2.2.2.1) concernant l'important bloom planctonique observé au moment des campagnes de mesures, le modèle n'est pas capable de reproduire l'évolution mesurée de l'ammonium. Cela s'explique par le fait que le modèle physique a tourné sans la biologie. Or, pour tenter de reproduire l'évolution de l'ammonium mesuré, il conviendrait de greffer en plus du module ulves un module spécifique dédié à la production planctonique qui par reminéralisation de la matière détritique permettrait l'introduction d'un terme source en ammonium.

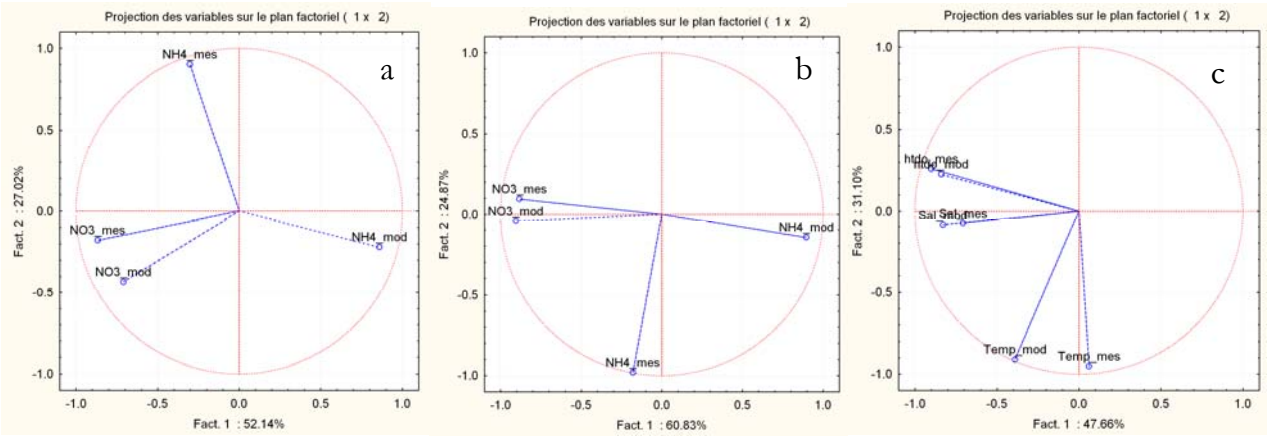



Figure 4 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de sub-surface** (limite marine Estacade (a) ; limite marine Ceva (a) ; limite marine Estacade et Ceva (c))

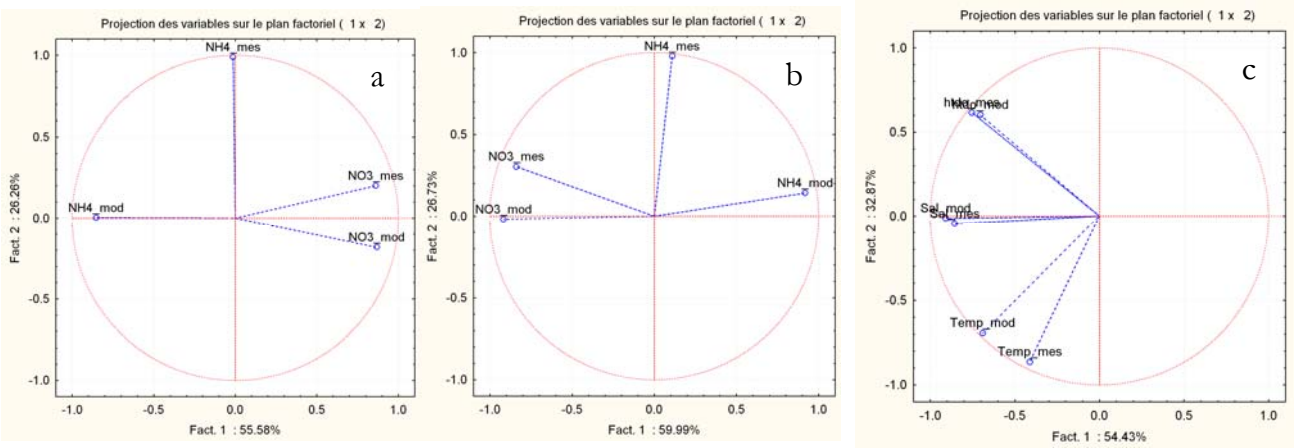



Figure 5 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de fond** (limite marine Estacade (a) ; limite marine Ceva (a) ; limite marine Estacade et Ceva (c))

Tableau 4 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de sub-surface**

| variable | Limite marine Estacade | Limite marine Ceva | Remarque |
|---|---|---|---|
| | coefficient de corrélation ($R^2$) | coefficient de corrélation ($R^2$) | |
| Nitrate | 0.52 | 0.69 | satisfaisant |
| Ammonium | | | mauvais |
| Température | 0.83 | | bon |
| Salinité | 0.61 | | satisfaisant |

Tableau 5 : Résultat de l'analyse en composantes principales pour la **couche de fond**

| variable | Limite marine Estacade | Limite marine Ceva | Remarque |
|---|---|---|---|
| | coefficient de corrélation ($R^2$) | coefficient de corrélation ($R^2$) | |
| Nitrate | 0.63 | 0.65 | satisfaisant |
| Ammonium | | | mauvais |
| Température | 0.92 | | très bon |
| Salinité | 0.82 | | bon |
| Hauteur d'eau | 0.96 | | très bon |

### *2.2.3.2- Vitesse du courant barotrope*

La Figure 6 propose une superposition pour chacune des 11 radiales des champs de courants barotropes mesurés par la sonde ADCP avec ceux simulés par le modèle. Le Tableau 6 fournit le coefficient de corrélation calculé pour chacune des composantes du courant (selon U et V) ainsi que les valeurs moyennes mesurées et simulées. Pour les radiales 7 à 9, le coefficient de corrélation n'a pas été reporté dans le tableau en raison d'un nombre d'échantillon statistiquement insuffisant. La superposition des données mesurées avec celles simulées pour chacune des composantes U et V et pour l'ensemble des radiales est reportée en ANNEXE 4.

Qualitativement, il existe une bonne cohérence entre les mesures et le modèle à l'exception des radiales de très courtes distances (6, 7, 8 et 9) réalisées en baie de Locquirec. Sur le plan quantitatif, les coefficients de corrélations varient entre 0.52 et 0.90 pour la composante U et de 0.10 à 0.73 pour la composante V. ce qui montre globalement une bonne reproductibilité de la courantologie par le modèle. S'agissant des figures reportées en ANNEXE 4, il s'avère que, si le modèle reproduit l'enveloppe moyenne du courant mesuré, ce dernier ne permet pas de reproduire les fluctuations quasi-instantanées de vitesses mesurées au moyen de la sonde ADCP même si ces dernières ont été moyennées pour pouvoir opérer la comparaison à la même échelle spatio-temporelle que le modèle. Pour les radiales 10 et 11, la direction des courants mesurés en début du jusant bascule rapidement entre le sud et le nord le long d'une même radiale. Ce comportement, pour le moins chaotique, est mal représenté par le modèle.

Tableau 6 : Synthèse statistique de la comparaison des vitesses de courant mesurées et simulées

| radiale | Coefficient de corrélation pour la composante longitudinale U du courant | Coefficient de corrélation pour la composante méridionale V du courant | Moyenne U mesuré (m/s) | Moyenne U modèle (m/s) | Moyenne V mesuré (m/s) | Moyenne V modèle (m/s) | Nombre d'échantillons |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1** | 0.52 | 0.45 | 0.08 | 0.06 | -0.12 | -0.12 | 115 |
| **2** | 0.82 | 0.29 | 0.13 | 0.12 | -0.11 | -0.15 | 143 |
| **3** | 0.67 | 0.73 | 0.10 | 0.11 | -0.15 | -0.14 | 150 |
| **4** | 0.90 | 0.10 | 0.05 | 0.02 | -0.12 | -0.11 | 157 |
| **5** | 0.84 | 0.72 | -0.04 | 0.00 | -0.07 | -0.10 | 165 |
| **6** | 0.79 | 0.15 | -0.08 | -0.06 | -0.03 | -0.02 | 38 |
| **7** | n.s | n.s | -0.05 | 0.00 | -0.03 | -0.01 | 25 |
| **8** | n.s | n.s | 0.03 | 0.03 | -0.10 | -0.03 | 19 |
| **9** | n.s | n.s | -0.03 | 0.00 | -0.05 | -0.02 | 30 |
| **10** | 0.70 | 0.21 | -0.04 | -0.04 | -0.01 | -0.03 | 162 |
| **11** | 0.52 | 0.45 | -0.05 | -0.05 | 0.02 | 0.03 | 176 |

n.s : non significatif (nombre d'échantillons insuffisant)

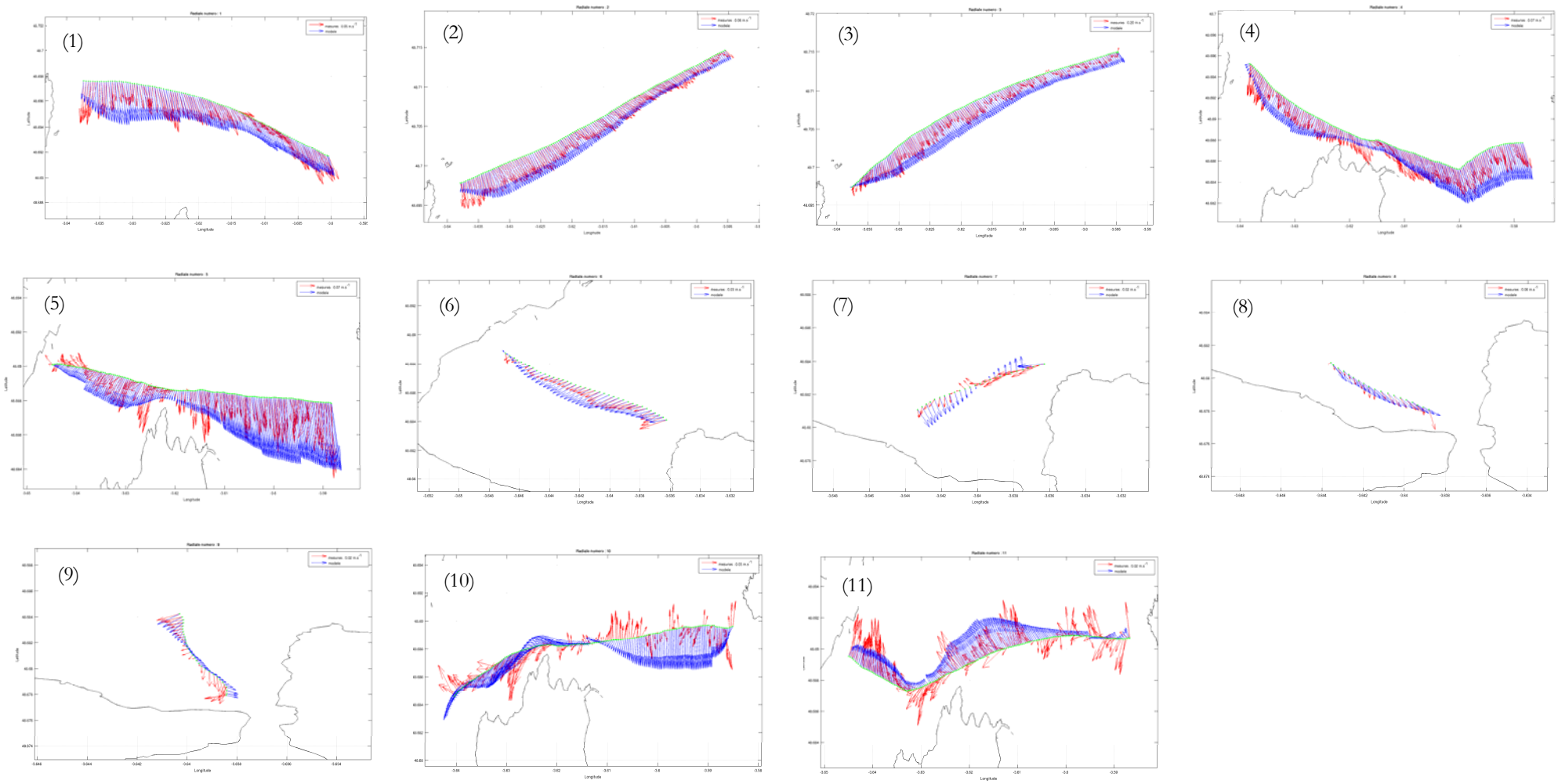



Figure 6 : Superposition des champs de courant barotrope mesurés (en rouge) et simulés (en bleu) entre Locquirec et St Michel en Grève le 07 octobre 2010 (radiales numérotées de 1 à 11)

### 2.2.4- *Résultats complémentaires : influence des panaches du Douron et du Léguer*

Les résultats présentés précédemment permettent d'apprécier la qualité du modèle physique et de le valider. S'agissant de la contribution du panache du Douron et du Léguer à l'alimentation en azote dissous de l'anse de St Michel en Grève, la Figure 8 propose une superposition du nitrate du Douron et du Léguer avec le nitrate total intégrant l'ensemble des apports (Douron, Yar, Roscoat, Quinquis, Kerdu, Traou Bigot et Léguer). Le Tableau 7 synthétise en 7 points fixes (localisés dans la Figure 7) en termes de pourcentage moyen et de teneurs moyennes en nitrate l'influence du Douron et du Léguer. La période de simulation s'étend du 01 avril au 31 août 2010 à raison d'une sortie toutes les 6 heures sur la couche de fond ce qui représente des séries temporelles de 700 échantillons pour chacun des points fixes. Afin de mieux discerner l'influence réelle du Douron et du Léguer, aucun forçage en azote dissous aux frontières ouvertes du modèle n'a été considéré. On précise que le modèle utilisé pour ces résultats est le modèle physique MARS3D qui n'intègre donc pas les effets de la biologique (pas de pompage possible par les ulves). Toutefois, cette considération ne devrait pas modifier de façon significative les résultats obtenus dans cette section s'agissant en particulier de l'influence des apports du Douron dans l'anse de St Michel en Grève.

A l'exception du point fixe 2 localisé à proximité des émissaires du Yar et du Roscoat ; l'influence du Douron se fait nettement sentir dans toute l'anse de St Michel en Grève. Les points fixes 5, 6 et 7 situés à l'extérieur de l'anse de St Michel en Grève sont également fortement influencés par le Douron. S'agissant du panache du léguer, ce dernier rayonne très peu (< 1%) sur la zone de balancement de la marée de St Michel en Grève. C'est uniquement pour le point fixe le plus au large (point 7) que son influence devient non négligeable. L'importance du Douron tient en premier lieu à son flux total en azote dissous qui s'avère pratiquement équivalent à l'ensemble des tributaires débouchant dans l'anse de St Michel en Grève. La seconde raison est d'ordre courantologique et tient au fait qu'en phase de flot, le panache du Douron est dirigé vers l'est de la zone avant d'être rabattu vers l'anse de St Michel en Grève tandis que les apports de St Michel en Grève (principalement Yar et Roscoat) se trouvent confinés dans la partie est sud-est du fond de la baie et se dispersent finalement peu dans l'anse

Les résultats obtenus au moyen de la version 3D du modèle MARS confirment donc l'influence des apports du Douron en baie de St Michel en Grève sur la période de développement des ulves. Dans les simulations présentées dans les sections suivantes et qui intègreront le module de production algale, la signature du Douron dans l'azote des ulves de St Michel en Grève devra se faire logiquement sentir.

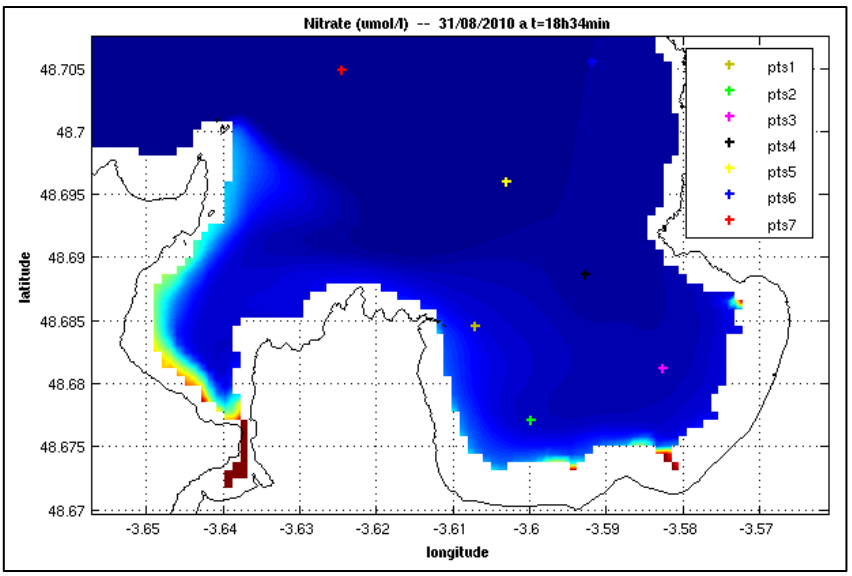



Figure 7 : Localisation des 7 points fixes localisés dans le fond de baie de Lannion

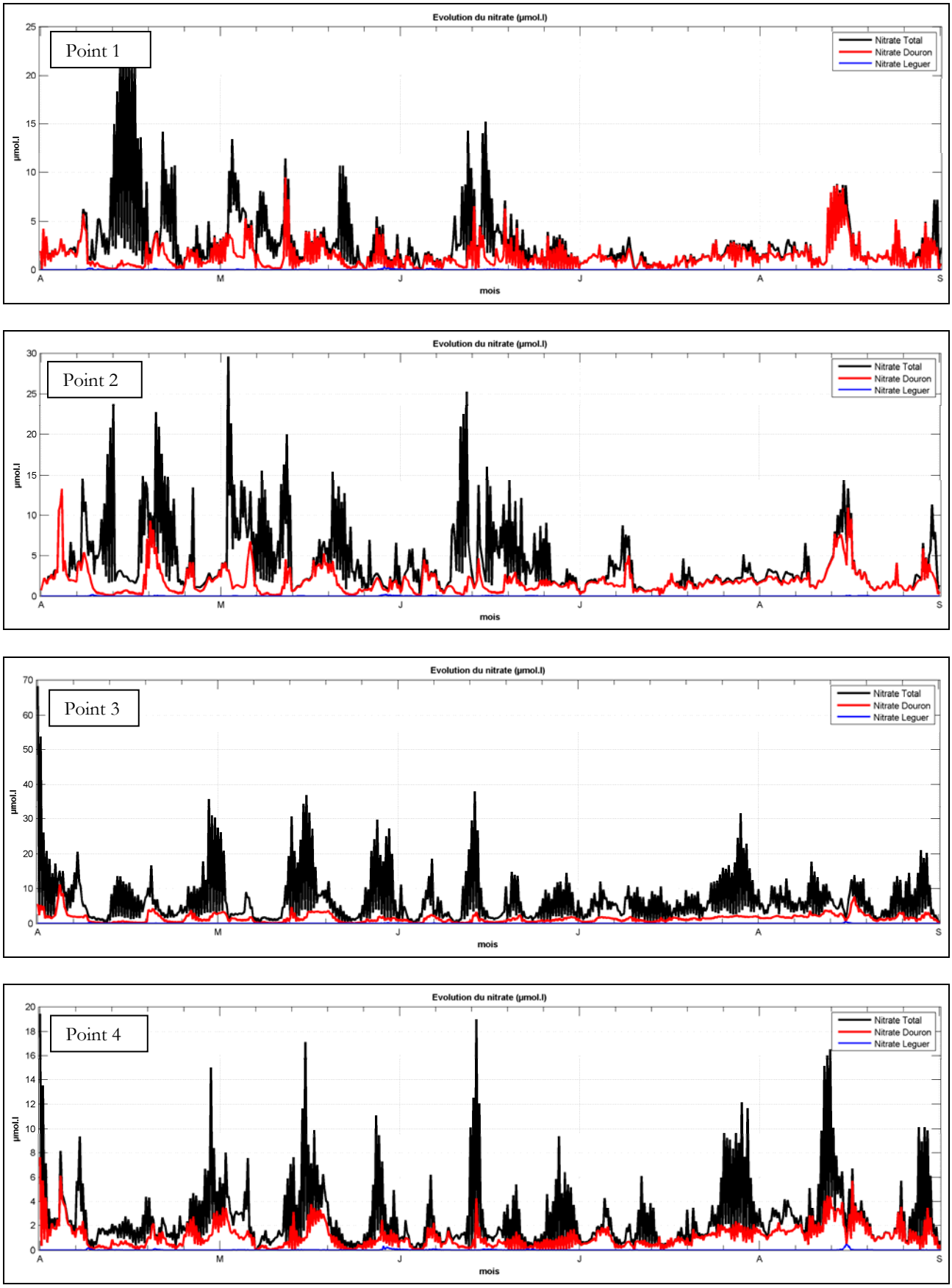



Figure 8 : Evolution simulée sur la couche de fond du nitrate dissous en 4 points fixes de l'anse de St Michel en Grève (courbe noire : nitrate total ; courbe rouge : nitrate du Douron ; courbe bleue : nitrate du Léguer)

Tableau 7 : Synthèse d'avril à août 2010 du pourcentage moyen et des teneurs moyennes d'azote provenant des apports en nitrate du Douron et du Léguer (localisation des points fixes en Figure 7)

| numéro point fixe | NO3 Douron | | NO3 Léguer | | NO3 total |
|---|---|---|---|---|---|
| | pourcentage | µmol/l | pourcentage | µmol/l | µmol/l |
| 1 | 52.0 | 1.36 | 0.6 | 0.017 | 2.61 |
| 2 | 44.7 | 1.86 | 0.4 | 0.017 | 4.15 |
| 3 | 22.7 | 1.45 | 0.3 | 0.020 | 6.36 |
| 4 | 44.6 | 1.08 | 0.8 | 0.019 | 2.43 |
| 5 | 67.3 | 0.43 | 2.4 | 0.015 | 0.64 |
| 6 | 51.8 | 0.34 | 3.9 | 0.026 | 0.66 |
| 7 | 63.4 | 0.05 | 15.7 | 0.013 | 0.08 |

## 2.3- Exploitation du modèle écologique MARS3D-Ulves en baie de Lannion

### 2.3.1- *Résultat de la calibration sur l'année 2005*

Le modèle biochimique utilisé et les postulats adoptés pour définir la simulation de référence et l'exploitation du modèle reprennent pour l'essentiel ceux décrits dans le rapport CIMAV P2 2009. Les modifications apportées concernent :

- L'utilisation de la limite marine Estacade pour le forçage en NO3, NH4, PO4, température et salinité pour les deux frontières ouvertes du modèle (nord et ouest),
- La modification pour le phosphore de la vitesse maximale d'absorption et de la constante de demi-saturation des ulves. Les valeurs utilisées représentent une moyenne des mesures issues de la littérature et sont désormais considérées comme constantes dans le temps : $V_{max}(P)=17.8$ µmol.g-1(Dw).h-1 ; $K_{ulva}(P)=5.2$ µmol.l-1,
- L'introduction des apports terrigènes en NO3 de la rivière du Léguer.

Les modifications décrites ci-avant ont nécessité de refaire tourner le modèle MARS2D-Ulves afin de pouvoir comparer sur la base des mêmes paramètres les résultats des simulations 2D et 3D. Les Figure 9 à 11 ci-dessous présentent les principaux résultats de la calibration du modèle sur l'année de référence 2005 : évolution de la biomasse totale, du quota en azote et du taux de croissance journalier, cartographie de la biomasse totale et du quota azoté au 09 juillet 2005.

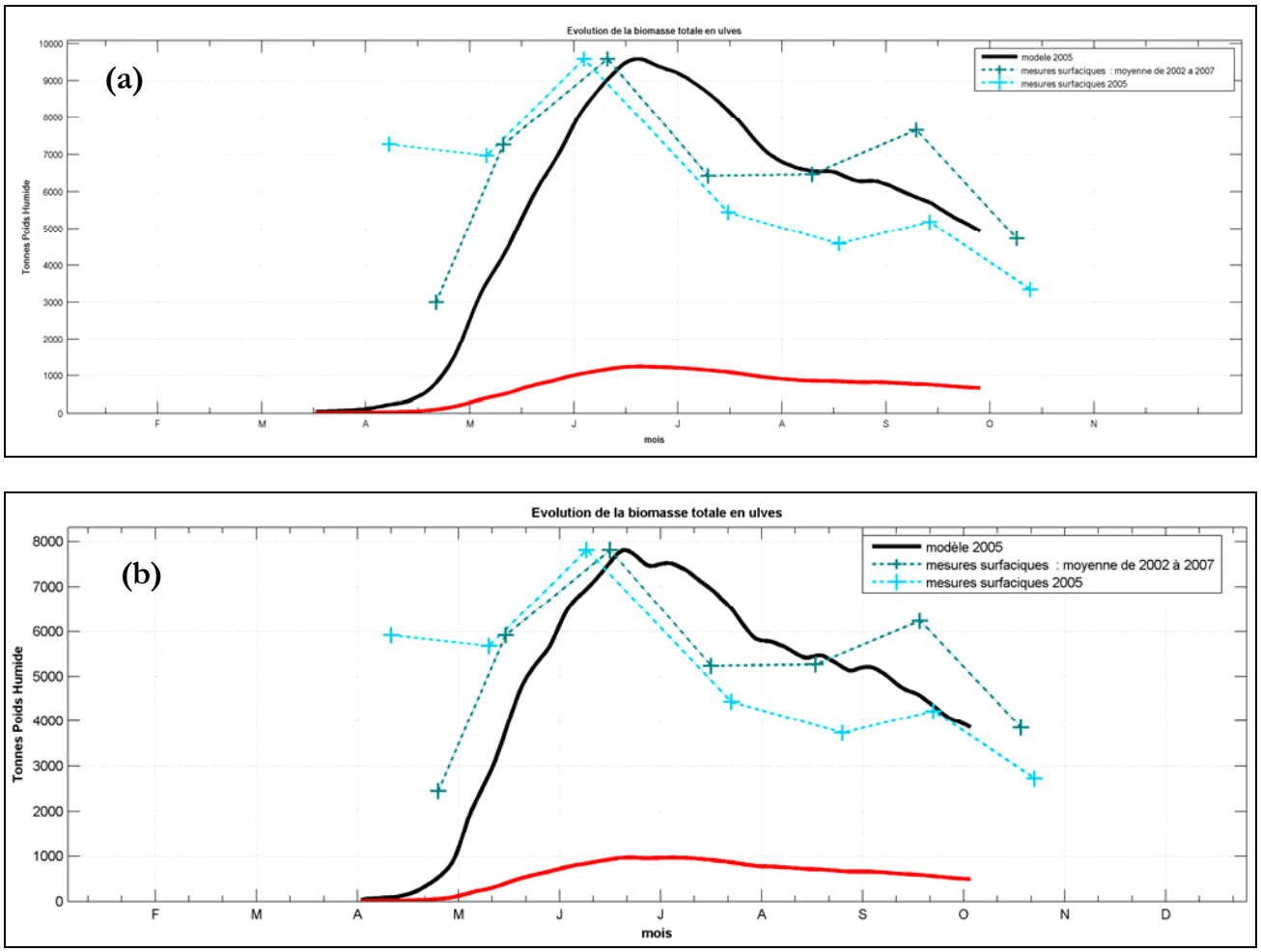
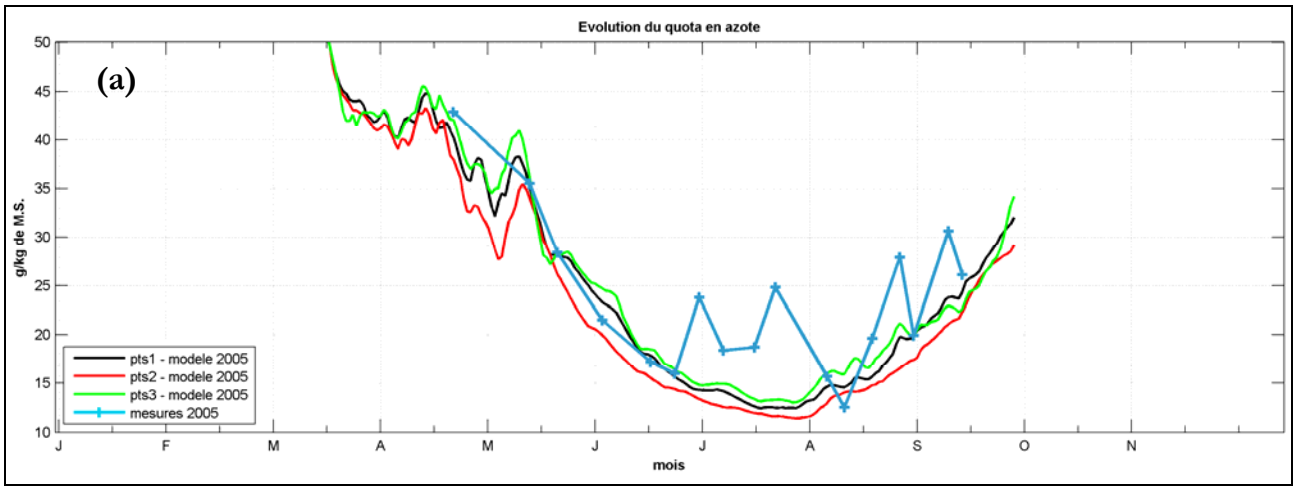



Figure 9 : Evolution de la biomasse totale en tonnes de poids humide en baie de Lannion simulée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) (courbe noire pour l'anse de St Michel en Grève et courbe rouge pour Locquirec). Mesures surfaciques exprimées en ha équivalent 100%



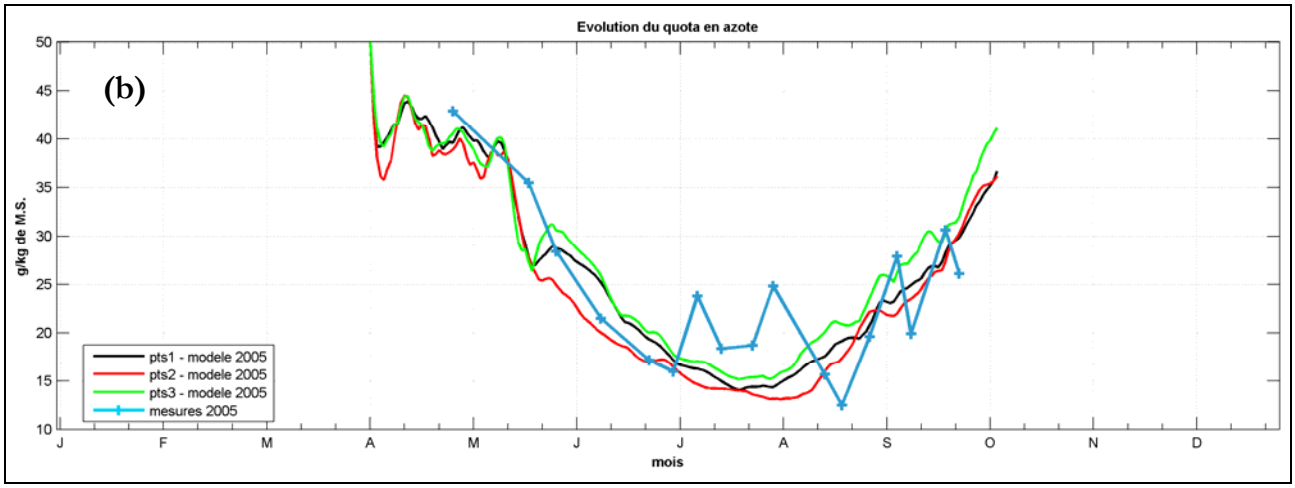



Figure 10 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) du quota en azote en 3 points fixes situés sur le bas de la zone intertidale de la baie de St Michel en Grève (pts1 : 3.5856° W - 48.6886° N ; pts2 : 3.5959° W - 48.6832° N ; pts3 : 3.5774° W - 48.6805°N) et comparaison avec des mesures intertidales réalisées en 2005 à St Michel en Grève

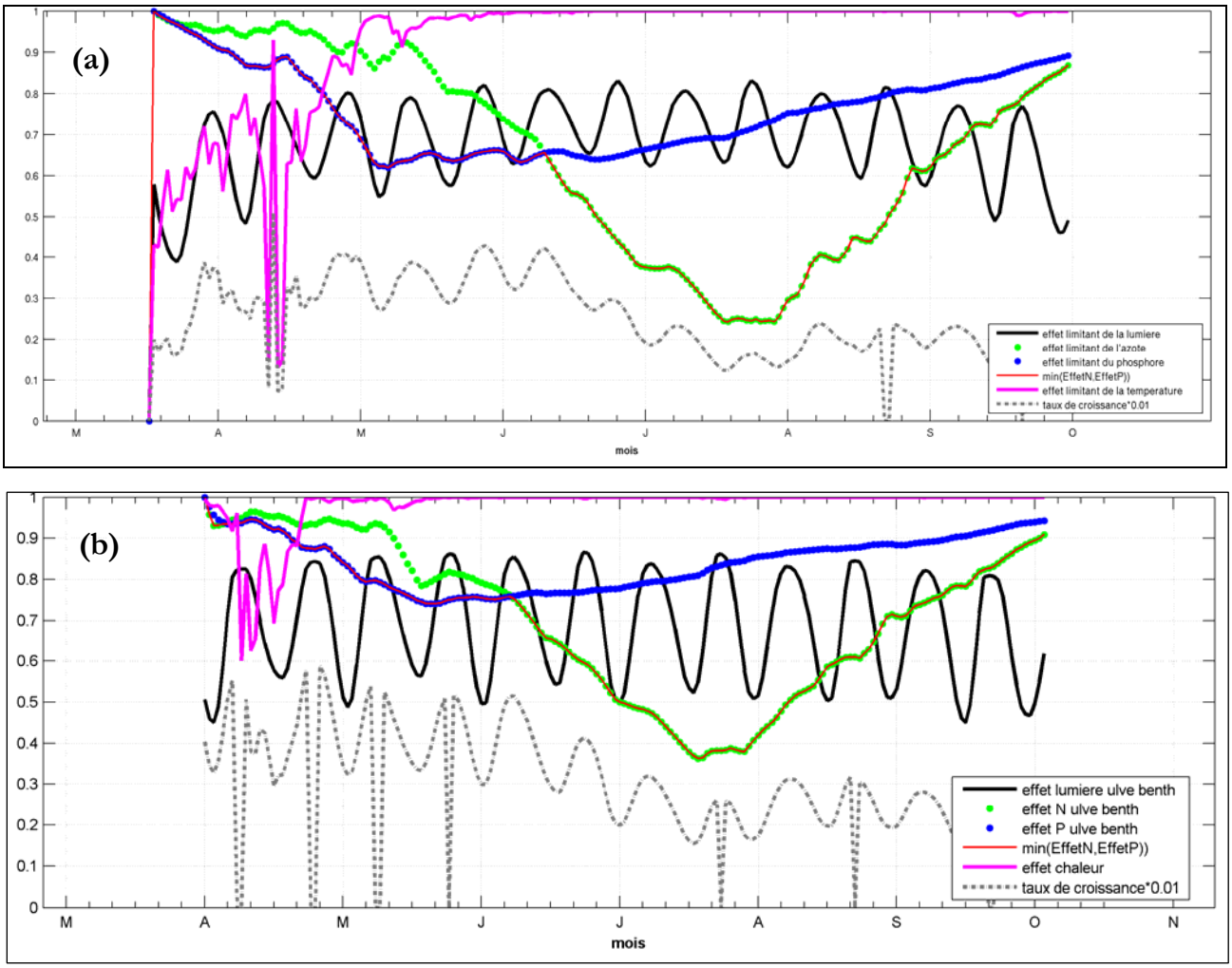



Figure 11 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves (a) et MARS2D-Ulves (b) à 12h00 T.U. de chaque jour de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur en un point fixe (pts1 : 3.5887° W - 48.6872° N situé à + 0.5 mètres au dessus du zéro Shom). La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore

La comparaison du modèle MARS2D-Ulves avec la nouvelle version 3D en baie de Lannion montre :

- Une évolution comparable pour la biomasse totale. Jusqu'au pic de biomasse situé autour de mi-juin, la version 3D accuse un léger retard par rapport aux mesures (idem pour la simulation 2D mais retard légèrement moins prononcé). L'évolution de la biomasse totale simulée en 3D se trouve davantage lissée qu'en 2D. Les deux aspects soulignés (léger retard et lissage en 3D) sont essentiellement liés à un environnement nutritionnel (disponibilité en azote et phosphore dissous) nettement moins riche en 3D qu'en 2D (cf. § 2.3.2).

- Une évolution du contenu interne en azote également proche pour les versions 3D et 2D. Pour les raisons évoquées précédemment liées à des teneurs moyennes plus faibles en sels nutritifs en 3D, le quota en azote simulé atteint un niveau plus bas qu'en 2D de juillet-septembre. Ce constat doit logiquement jouer en faveur de résultats d'abattements plus importants en 3D.

- Une évolution assez différente des facteurs limitants pour l'azote et le phosphore dissous débouchant sur des taux de croissance un peu plus faible en 3D mais qui demeurent cohérents par rapport aux mesures réalisées par le Ceva en baie de Lannion en 1994 et 1995. La principale nouveauté réside dans la limitation accrue en début de saison par le phosphore dissous que ce soit en 2D et plus singulièrement en 3D. Ce phénomène est lié à la série temporelle de forçage en PO4 utilisée à la limite marine. On rappelle que cette série a été constituée sur la base des données mesurées par le réseau SOMLIT à Estacade en 2005. Etant donné que les apports terrigène en PO4 s'avèrent très largement insuffisants pour soutenir les besoins de croissance de l'ulve, que le sédiment tel que paramétré dans le modèle relargue finalement assez peu de phosphore dissous, la principale source de PO4 injectée dans le modèle provient donc de la limite marine. Or, les valeurs mesurées en 2005 à Estacade sont basses sur l'ensemble du début de saison (0.098 µM en moyenne d'avril à juillet) par rapport à la moyenne interannuelle établie entre 1997 et 2010 (0.17 µM en moyenne d'avril à juillet). Les campagnes de mesures 2010 en baie de Lannion portaient uniquement sur le nitrate et l'ammonium et il n'a donc pas été possible de se doter de données représentatives pour le forçage en phosphore dissous à la limite marine. Ces résultats soulignent l'importance des mesures d'une part à la limite marine pour cerner l'évolution des teneurs en sels nutritifs (si possible sur l'année simulée) et d'autre part au niveau du sédiment pour ce qui est des processus de relargage en phosphore et azote dissous.

### 2.3.2- *Comparaisons 2D-3D des teneurs en NO3*

La Figure 12 propose une comparaison de l'évolution des teneurs en nitrate calculées au moyen des versions 2D et 3D sur la période allant d'avril à septembre 2005 à raison d'une sortie par jour (soit 200 sorties au total). Les teneurs estimées en 3D sont une moyenne des concentrations sur l'ensemble de la colonne d'eau. Le Tableau 8 propose une synthèse des teneurs moyennes en nitrate, ammonium et phosphore dissous estimées en 4 points fixes de l'anse de St Michel en Grève (cf. localisation des 4 points fixes sur la Figure 12).

Il ressort nettement que pour les variables d'état nitrate et phosphate (principales variables affectant l'évolution de la production algale), les teneurs simulées avec le modèle 2D sont supérieures d'un facteur 2 à 3 aux teneurs estimées avec le modèle 3D. Les teneurs en ammonium, dont l'évolution saisonnière se trouve pour l'essentiel pilotée par la biologie (par reminéralisation de la matière détritique) du fait que les rivières n'en apportent pratiquement pas, sont logiquement proches en version 2D et 3D.

Plusieurs raisons expliquent les différences observées entre 2D et 3D pour les teneurs simulées en nitrate et phosphate et confirment l'intérêt du 3D pour une meilleure représentativité des processus de dispersion. Les arguments décrits ci-après proviennent d'une communication personnelle de P. Lazure (Ifremer/Dyneco) :

- L'océan est intrinsèquement 3D car les courants ne sont jamais strictement les mêmes de la surface au fond. En l'absence de forçages (principalement le vent et les apports fluviaux), les courants de marée sont les plus homogènes verticalement mais dès lors qu'on considère les effets du vent et des apports fluviaux (ce qui est le cas dans nos simulations), les profils de courant deviennent beaucoup plus complexes avec des inversions possibles de courant entre le fond et la surface dans certaines conditions,
- En milieu stratifié, le recours au 3D parait évident car on voit bien que le 2D ne peut reproduire la réalité,
- Dans la vision 2D et par construction, le champ 3D de courant n'est pas résolu et le panache de dispersion d'une substance dissoute quelconque se trouve donc advectée selon le courant moyen. Tout le problème du 2D est de prendre un coefficient de diffusion horizontal qui représente les effets combinés des différences de courants surface-fond et de la diffusion verticale. On arrive ainsi à des paramétrages qui sont souvent très approximatifs (utilisation d'un coefficient constant et/ou proportionnel à la hauteur d'eau ou le produit de la hauteur d'eau par la vitesse barotrope). De plus, ces paramètrages ne peuvent être considérés comme universels et diffèrent d'un site à l'autre. On comprend donc que le coefficient de diffusion n'a pas du tout la même signification selon que l'on ait une vue 2D ou 3D de l'océan et que la modélisation qui fait intervenir le minimum de paramètrage et qui prend en compte par conséquent plus de physique, est la meilleure (en l'occurrence le modèle 3D).

Tableau 8 : Teneurs moyennes en nitrate, ammonium et phosphore dissous estimées en 4 points fixes de l'anse de St Michel en Grève avec les versions 3D et 2D du modèle MARS

| **numéro point fixe** | **NO3** (µmol.l-1) | | **NH4** (µmol.l-1) | | **PO4** (µmol.l-1) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2D | 3D | 2D | 3D | 2D | 3D |
| 1 | 10.09 | 4.14 | 0.19 | 0.16 | 0.24 | 0.09 |
| 2 | 6.61 | 3.34 | 0.13 | 0.16 | 0.20 | 0.10 |
| 3 | 14.78 | 3.68 | 0.22 | 0.15 | 0.22 | 0.08 |
| 4 | 14.82 | 7.11 | 0.28 | 0.18 | 0.26 | 0.08 |

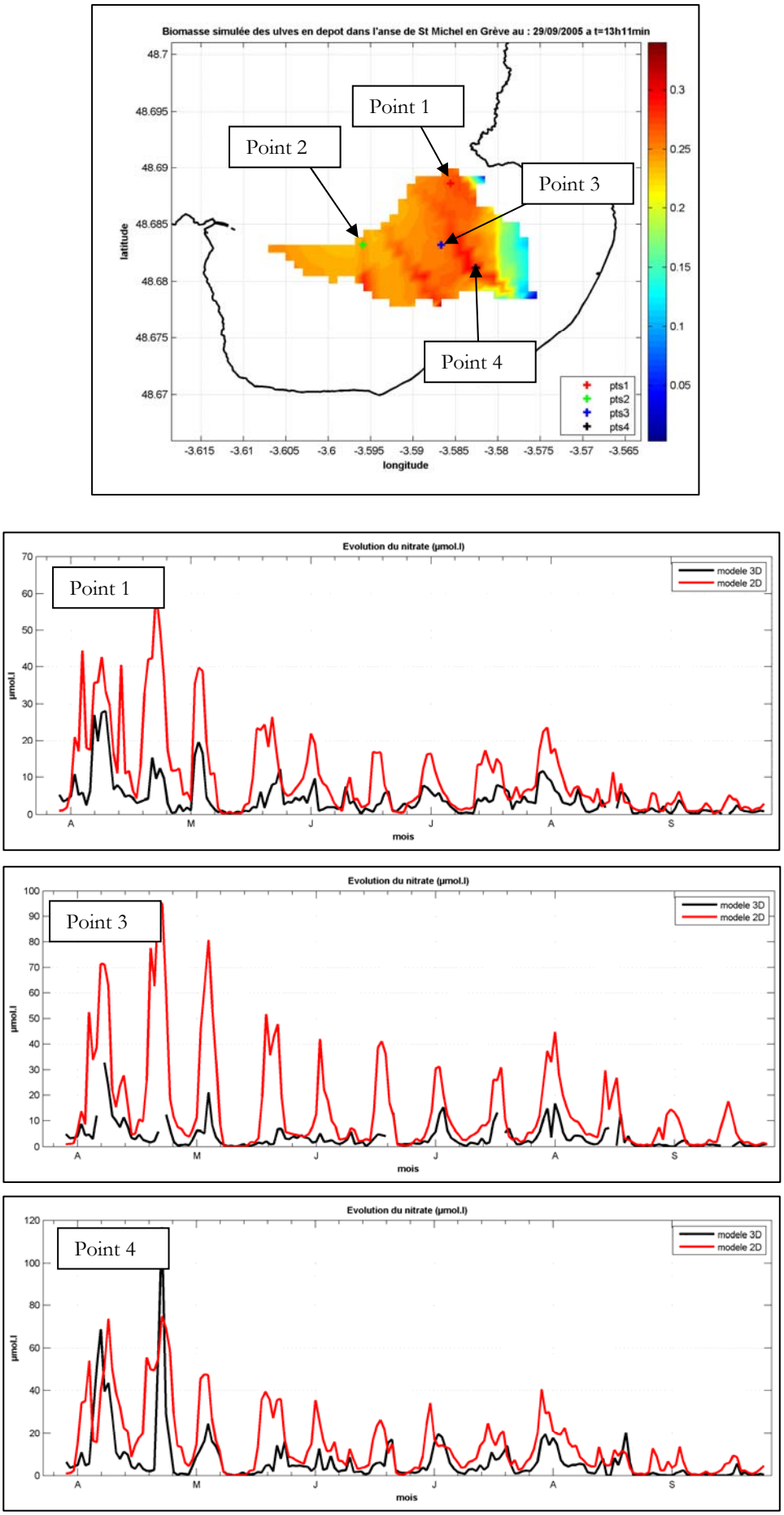



Figure 12 : Evolution du nitrate dissous calculée par le modèle 2D (courbe rouge) et le modèle 3D (courbe noire) aux points fixes 1, 3 et 4 localisés en baie de St Michel en Grève

### 2.3.3- *Fraction de l'azote contenu dans les ulves de la baie de Lannion incluant l'azote dissous relargué par le sédiment*

Le traçage de l'azote contenu dans les ulves de St Michel en Grève et de Locquirec provenant de l'ensemble des différentes sources d'azote a été réalisé avec la version 3D du modèle biochimique. Cette opération a nécessité le développement de modules spécifiques sous MARS3D-Ulves pour le traçage de l'azote dissous provenant de la limite marine et du relargage sédimentaire.

*A – Baie de St Michel en Grève*

Les figures 13 et 14 montrent l'évolution du pourcentage d'azote des ulves pour l'anse de St Michel en Grève issu des divers apports d'azote d'origines terrigènes (rivières du Douron, Yar, Roscoat, Kerdu, Quinquis, Traou Bigot et du Léguer) ainsi que la limite marine. Les résultats obtenus sont globalement proches de ceux obtenus dans le cadre du rapport CIMAV 2009 avec la version 2D. On relève :

- Le rôle prépondérant joué par le Yar (32 %) et le Douron (31 %) sur la période de production des ulves de mai à septembre 2005,
- La part sensible jouée par le Roscoat (13 %) et la limite marine (12 %) sur l'ensemble de la saison de prolifération.
- La faible participation du Kerdu (6 %) et dans une moindre mesure du Quinquis (3 %) et du Léguer (2 %),
- Le Traou Bigot et le sédiment contribuent de manière négligeable : à moins de 1 %.

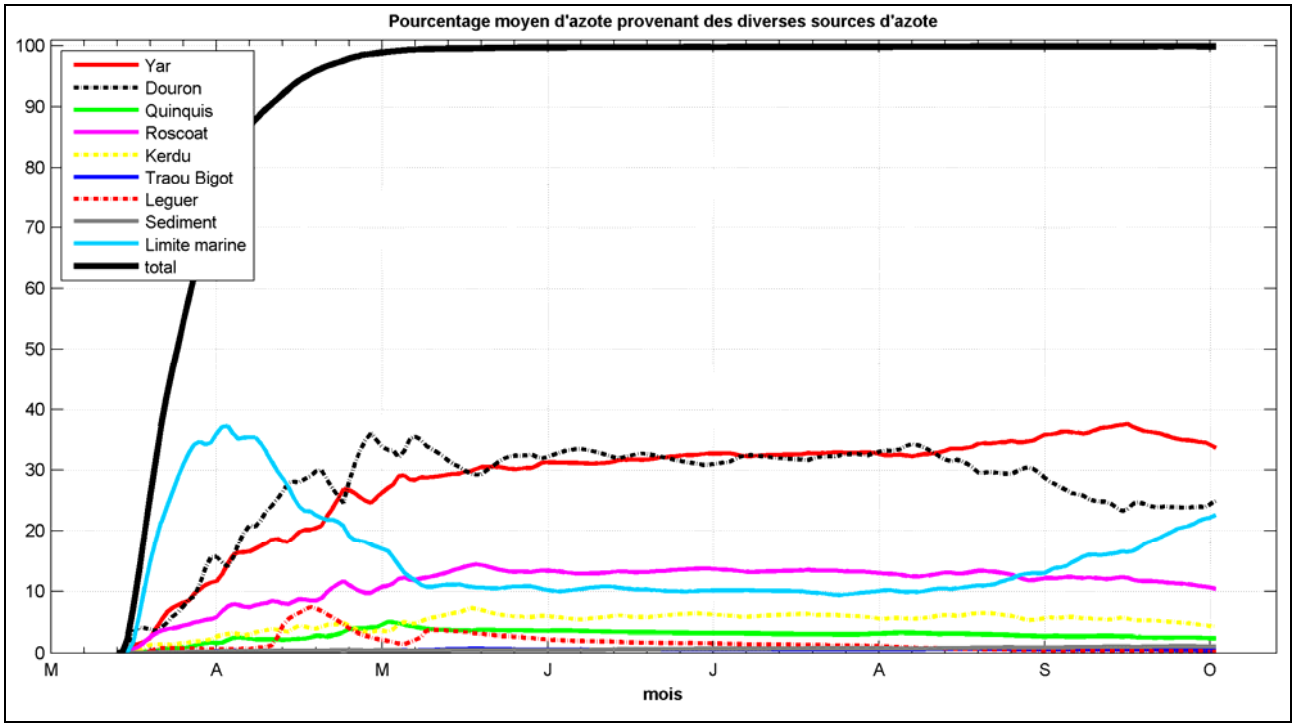



Figure 13 : Origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la baie de St Michel en Grève

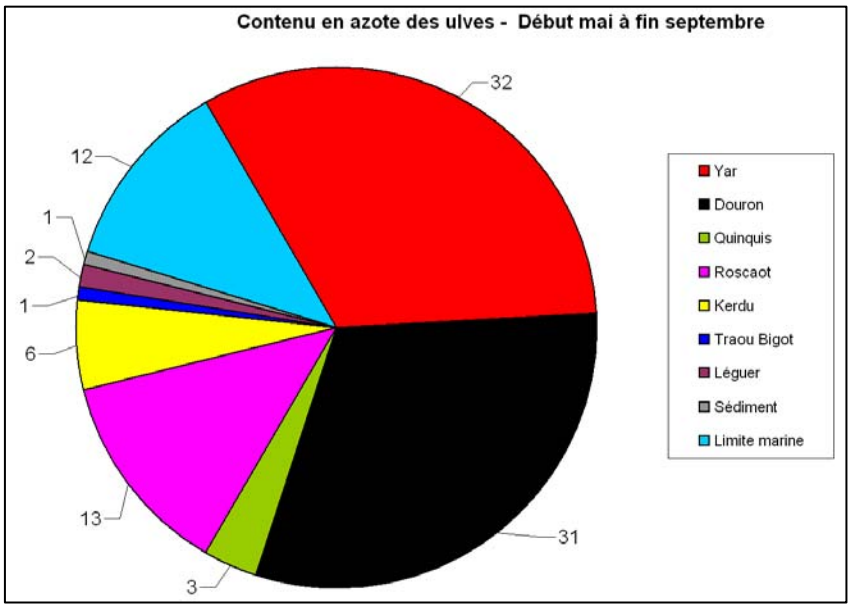



Figure 14 : Pourcentage moyen sur la période de mai à septembre de l'azote contenu dans les ulves de la baie de St Michel en Grève

*B – Baie de Locquirec*

Les figures 15 et 16 montrent l'évolution du pourcentage d'azote des ulves de l'anse de Locquirec. Les simulations montrent logiquement une contribution très dominante du Douron (73 % de mai à septembre 2005). La limite marine joue un rôle non négligeable en particulier en début de saison (de l'ordre de 15 % en moyenne sur la saison). Le Yar influe peu (autour de 6 %) et les autres cours d'eau (Roscoat, Léguer, Kerdu, Quinquis et Traou Bigot) peuvent être considérés comme négligeables dans l'alimentation en azote des ulves produites dans l'anse de Locquirec. De la même façon que pour St Michel en Grève, on constate que le sédiment joue très peu à l'échelle saisonnière et en particulier dans l'installation de la marée verte au printemps.

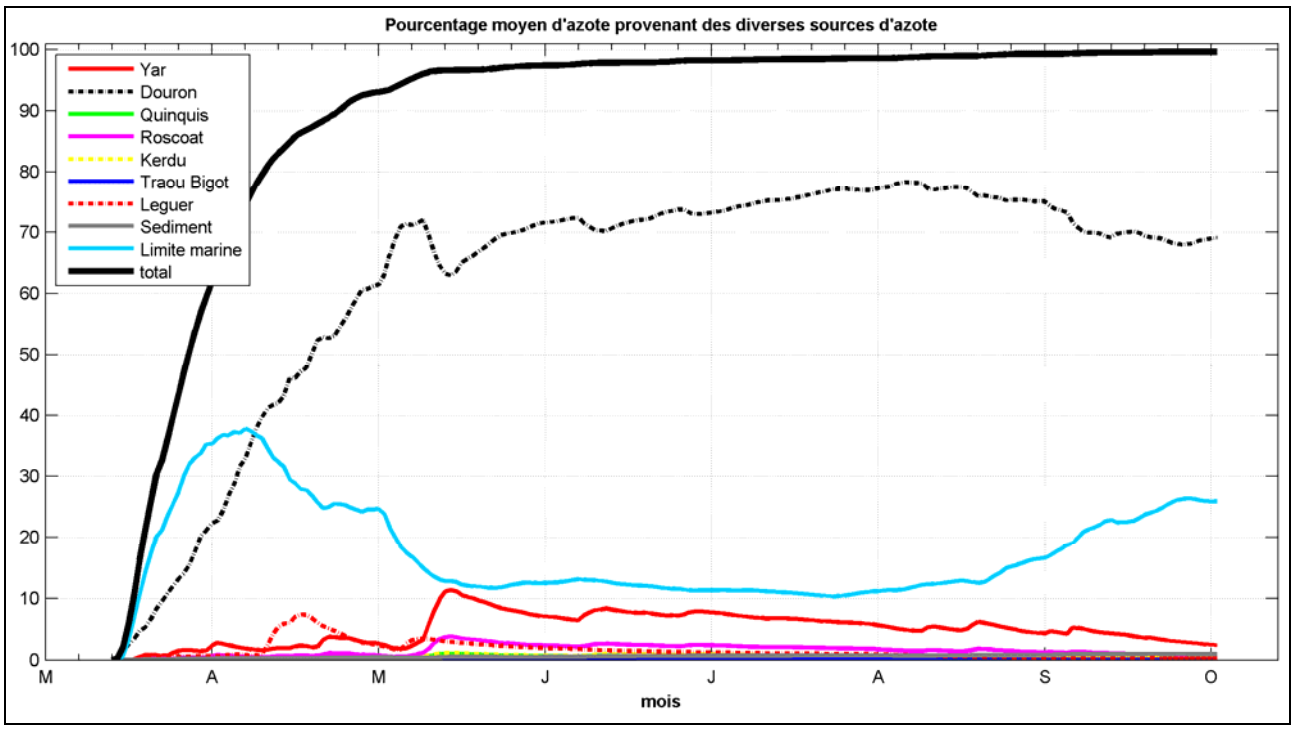



Figure 15 : Origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la baie de Locquirec

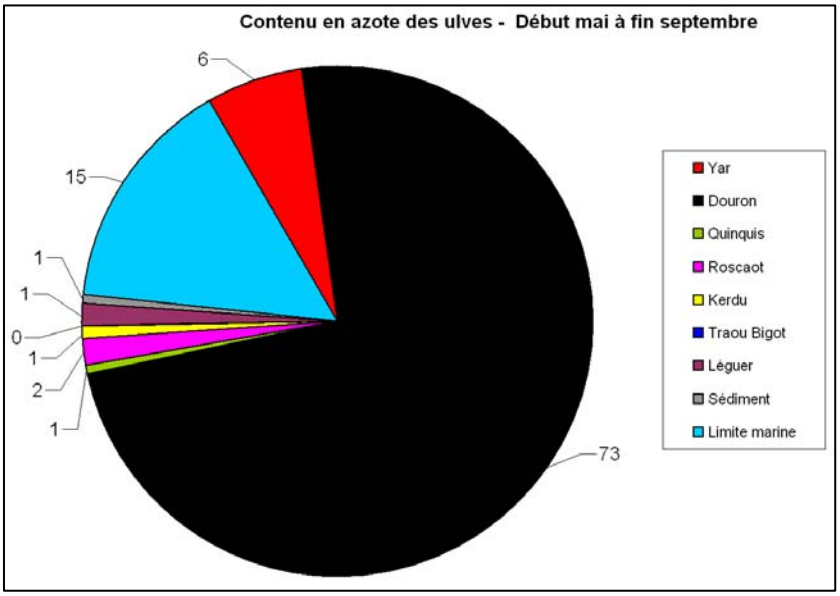



Figure 16 : Pourcentage moyen sur la période de mai à septembre de l'azote contenu dans les ulves de la baie de Locquirec

### 2.3.4- *Simulation des scénarios de réduction des apports en azote dissous*

#### *2.3.4.1- Description des scénarios utilisés*

Au vu des temps de calcul associés aux simulations 3D, le nombre de scénario testé a été volontairement restreint de façon à ne retenir que les plus pertinents en vue des objectifs visés dans cette étude. Ainsi, sur la base des données de flux estimés sur l'année météo-climatique de 2005, 4 scénarios de réduction des apports en azote inorganique dissous ont été opérés et ont consisté à limiter simultanément sur les 7 principaux cours d'eau (Yar, Douron, Roscoat, Quinquis, Kerdu, Traou Bigot, Léguer) les teneurs des rejets en nitrate à 5, 10, 15 et 20 mg/l. Ces scénarios ont été réalisés en prenant en compte un relargage en ammonium, nitrate et phosphore par le sédiment.

#### *2.3.4.2- Résultats pour l'année hydrologique 2005*

La synthèse des résultats d'abattement en 3D et 2D pour l'anse de St Michel et de Locquirec est fournie dans le Tableau 9.

La comparaison des résultats obtenus en 2D cette année avec ceux du rapport CIMAV 2009 qui avait également tourné en 2D mais avec un forçage à la limite marine et des constantes écophysiologiques des ulves pour le phosphore différents, montre très peu d'écart.

En revanche, l'utilisation du modèle 3D conduit à un creusement significatif des abattements de l'ordre de 5 à 10 points que ce soit en baie de St Michel en Grève ou de Locquirec. Pour l'anse de St Michel, l'objectif de réduction des teneurs en nitrate (pour un abattement de moitié de la biomasse) se situe désormais autour de 15 mg/l si l'on se réfère aux résultats du 3D contre 10 mg/l en 2D. Le creusement des écarts entre 2D et 3D trouve son explication dans les teneurs moyennes en nitrate nettement plus faibles pour la situation de référence en 3D (cf. § 2.3.2).

Tableau 9 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2005 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec estimés avec les versions 3D et 2D de MARS-Ulves

| Scénarios | Pourcentage moyen d'abattement estimé sur août-septembre par rapport à la situation réelle de 2005 | | | |
|---|---|---|---|---|
| | St Michel en Grève | | Locquirec | |
| | 2D | 3D | 2D | 3D |
| Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 70 | 77 | 55 | 70 |
| Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 52 | 63 | 41 | 56 |
| Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 36 | 48 | 29 | 43 |
| Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 23 | 34 | 23 | 34 |

### *2.3.4.3- Introduction d'un retard dans le démarrage de la marée verte*

L'objectif de cette section est d'évaluer l'effet d'un retard dans le démarrage de la marée verte sur les objectifs de qualité de l'eau au moyen du modèle MARS3D-Ulves. Ces expérimentations ont été engagées en raison de l'incapacité du modèle actuel à prendre en compte l'effet pluri-annuel d'une réduction des flux d'azote et son impact sur la biomasse produite (érosion graduelle de la biomasse sur plusieurs années). Ceci est évidemment valable pour les sites à forte reconduction interannuelle de la biomasse en ulves tel que le site de St Michel en Grève.

L'idée directrice est donc que la réduction à une échelle pluri-annuelle des apports terrigènes en azote dissous doit conduire à une diminution du stock résiduel d'algues vertes et *in fine* à un décalage dans le développement du bloom printanier. En effet, l'hypothèse de l'introduction d'un retard dans le développement de la marée verte (par exemple juin au lieu d'avril) permet d'effacer le début de saison où les teneurs en sels nutritifs dans l'océan ne sont jamais limitantes (typiquement pour le mois d'avril voire de mai en fonction des sites et de l'année simulée). Ce raisonnement doit conduire à un renforcement des abattements dans les scénarios de réduction des apports en azote dissous par les rivières.

Le Tableau 10 synthétise les résultats des abattements estimés sur l'année hydrologique 2005 et dans la gamme de limitation variant entre 5 et 20 mg/l par pas de 5 mg/l. L'introduction de la biomasse en ulves dans le modèle a été fixée au 15 juin 2005 (période de simulation inchangée du 01 avril au 30 septembre 2005). Ce démarrage, que l'on peut qualifier de particulièrement tardif, a été utilisé afin de tester avec un paramétrage assez sévère l'effet d'un retard de la marée verte sur les abattements. On précise également que les résultats présentés ont été obtenus sur deux années selon la méthodologie utilisée classiquement et décrite dans le rapport CIMAV P2 2009.

Le modèle montre nettement que l'introduction d'un retard creuse très fortement les abattements par rapport à la situation nominale de référence (c.a.d sans retard). Ces expérimentations numériques attestent donc l'idée selon laquelle l'érosion progressive du stock résiduel d'algues vertes doit entraîner en parallèle une réduction de la production totale. Une autre conclusion à ces résultats est que la marée verte ne peut se maintenir au niveau actuel sur la seule base des flux estivaux.

Tableau 10 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2005 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec dans l'hypothèse de l'introduction d'un retard dans la marée verte

| Scénarios | Pourcentage moyen d'abattement estimé sur août-septembre par rapport à la situation réelle de 2005 | | | |
|---|---|---|---|---|
| | St Michel en Grève | | Locquirec | |
| | Sans retard | Avec retard | Sans retard | Avec retard |
| Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 77 | 98 | 70 | 98 |
| Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 63 | 93 | 56 | 91 |
| Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 48 | 81 | 43 | 76 |
| Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 34 | 65 | 34 | 61 |

#### *2.3.4.4- Résultats pour l'année hydrologique 2004*

L'exploitation de Mars3D-Ulves sur l'année hydrologique 2004 particulièrement humide sur la période estivale de juillet à septembre pose le problème de la gestion, au sein du modèle biochimique, de l'évolution de la compétition entre l'azote et le phosphore en tant que facteur limitant. Sur l'année sèche 2005, la présence de faibles teneurs moyennes en azote dissous dans la colonne d'eau débouche au niveau des scénarios de réductions des apports terrigènes en nitrate à une limitation franche et rapide au cours de la saison par l'azote (cf. Figure 17). En revanche, sur des années de flux importants en NID (azote inorganique dissous) telle que l'année 2004, la disponibilité en azote dans le milieu par rapport au phosphore est telle que le modèle actuel montre au niveau des scénarios d'abattements une limitation par l'azote particulièrement tardive même dans les gammes de limitation très basses (cf Figure 17). Ce constat entraîne logiquement des réductions de biomasses nettement plus faibles sur 2004 par rapport à 2005 (cf. Tableau 11). L'évolution décrite ci-avant ne paraît pas acceptable sur le plan du fonctionnement de l'ulve dans un environnement nutritif appauvri. Les résultats présentés dans le Tableau 11 ne peuvent donc être considérés comme valides.

Ce phénomène est en partie lié au fait que la fonction de croissance utilisée est écrite actuellement comme étant une fonction multiplicative de l'effet limitant de la température, de la lumière et du minimum de l'effet limitant entre l'azote et le phosphore (le plus limitant des deux sels nutritifs l'emporte). Or, dans le cas d'une année à flux importants en NID, l'évolution de l'effet limitant entre l'azote et le phosphore devient plus complexe et devrait plutôt se traduire sous la forme d'un co-fonctionnement de ces deux effets limitants. Cet axe de recherche et de développement sera intégré au programme Cimav 2011. Une autre source d'erreur amenant à une sur-estimation de l'effet limitant du phosphore peut provenir d'une sous-estimation à la fois du flux sédimentaire en PO4 et des apports de ce composé par le large. Le rôle du plancton dans l'apport de PO4 par reminéralisation de la matière détritique reste également posé. Ces remarques témoignent à nouveau (cf. § 2.3.1) de l'importance d'effectuer des mesures en mer en y intégrant, en plus de l'azote dissous, le phosphore.

Les difficultés rencontrées dans cette section vis-à-vis de l'exploitation du modèle 3D dans le cas d'une année humide ne remettent cependant pas en question les résultats obtenus jusqu'alors en 2D. En effet, en 2D, la disponibilité en phosphore est telle que son effet limitant dans les scénarios de limitation des teneurs en nitrate des rivières reste marginale.

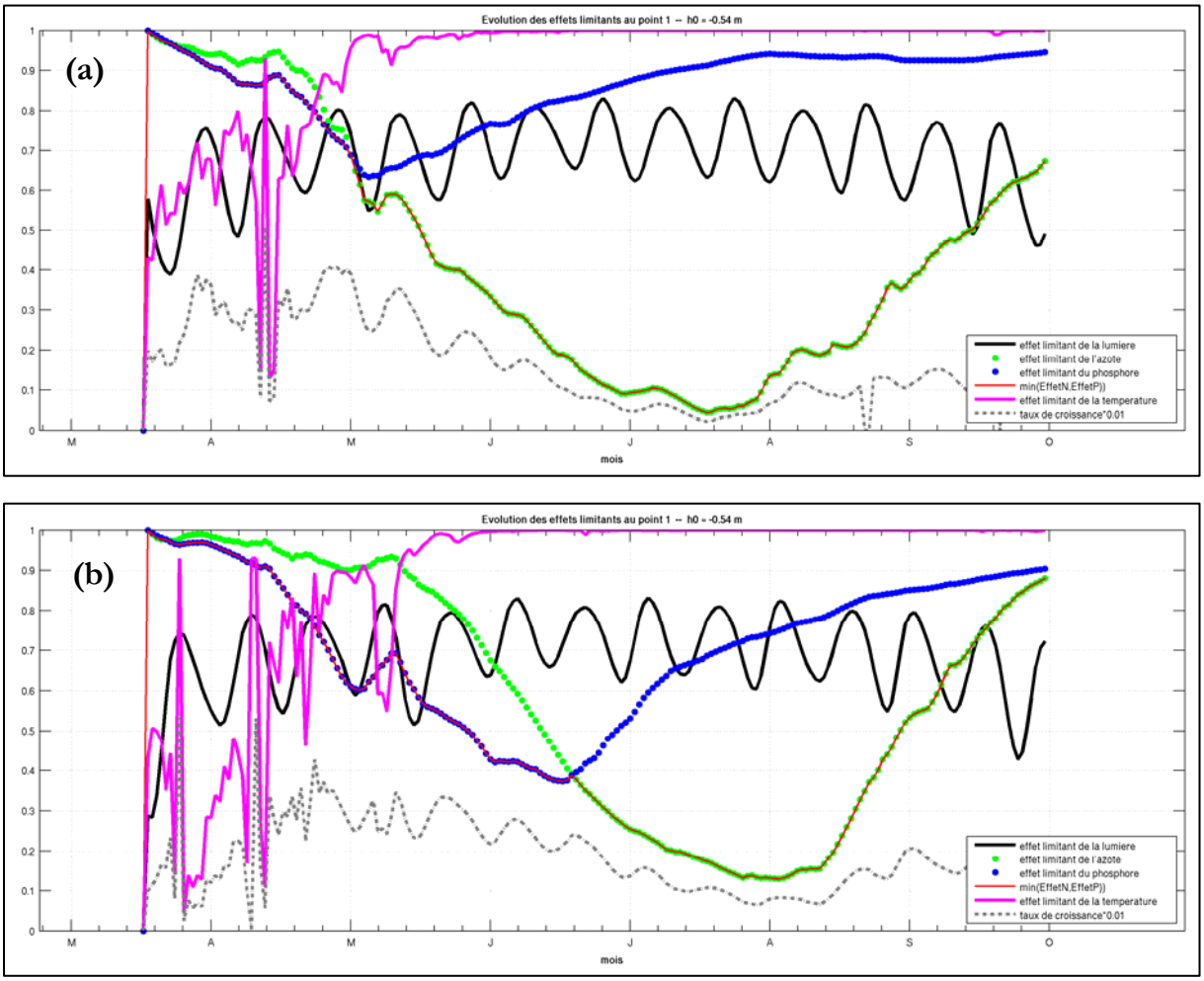



Figure 17 : Evolution de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur dans l'hypothèse d'une limitation des teneurs en nitrate des rivières à 5 mg/l pour les années hydrologiques 2005 (a) et 2004 (b) en un point fixe (3.5887° W - 48.6872° N situé à + 0.5 mètres au dessus du zéro Shom). La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore

Tableau 11 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2004 en baie de St Michel en Grève et de Locquirec estimés avec la version 3D de MARS-Ulves

| **Scénarios** | **Pourcentage moyen d'abattement estimé sur août-septembre par rapport à la situation réelle de 2004** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **St Michel en Grève** | | **Locquirec** | |
| | **2005** | **2004** | **2005** | **2004** |
| Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 77 | 59 | 70 | 49 |
| Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 63 | 45 | 56 | 38 |
| Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 48 | 31 | 43 | 29 |
| Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires | 34 | 20 | 34 | 19 |

## 3- CONCLUSION

Les campagnes de mesures en nitrate, ammonium, température, salinité et vitesse de courant engagées en baie de Lannion et leurs comparaisons avec le modèle ont permis d'apprécier la qualité du modèle MARS3D pour sa partie physique. D'une manière générale, les analyses en composantes principales montrent une bonne corrélation entre mesures et modèle à l'exception de l'ammonium. Les écarts observés entre mesures et modèle pour l'ammonium semblent liés à la présence d'un bloom planctonique au moment des mesures. La forte reminéralisation de la matière détritique provenant du bloom planctonique s'est traduite par une augmentation importante des teneurs en ammonium dans la colonne d'eau en l'espace de 24 h (entre le 27 et le 28 avril 2010). Pour tenter de reproduire l'évolution de l'ammonium mesuré, il conviendrait donc de coupler au modèle MARS3D un module spécifique dédié à la production planctonique (en plus du module ulve existant).

Les simulations effectuées avec le modèle physique MARS3D sur la période de mars à août 2010 confirment par rapport aux précédents résultats obtenus en 2D l'importance du panache d'azote provenant du Douron dans l'alimentation en azote dissous de l'anse de St Michel en Grève. Le Léguer contribue de façon négligeable à l'enrichissement en azote dissous de l'anse de St Michel en Grève en raison, d'une part d'une dilution importante des ses apports, et d'une circulation résiduelle côtière qui limite l'intrusion du panache du Léguer en baie de St Michel en Grève.

Les comparaisons de l'évolution des teneurs en nitrate, ammonium et phosphore dissous estimées au moyen du modèle physique MARS 2D et 3D confirment l'intérêt du recours à une modélisation 3D pour une meilleure représentation des teneurs dans le milieu. Par exemple pour le nitrate et sur l'année hydrologique 2005, les concentrations simulées d'avril à septembre avec le modèle 2D sur l'anse de St Michel en Grève sont en moyenne supérieures d'un facteur 2 à 3 à celles estimées avec la version 3D du modèle dont la physique est reconnue meilleure s'agissant en particulier du choix du paramétrage du coefficient de diffusion en 2D. De tels écarts conduiront logiquement à des différences significatives dans l'exploitation du module biologique. A cela, on peut ajouter que l'océan est intrinsèquement 3D et que dans le cas de milieux stratifiés (estuaires, rades, zones à thermocline estivale), le recours à une modélisation 3D paraît incontournable pour représenter finement la courantologie et le transport des substances dissoutes.

Sur la base de l'année météo-climatique 2005 et au moyen du modèle MARS3D-Ulves implanté en baie de Lannion, l'étude de la responsabilité des différentes sources d'azote à l'alimentation en azote des ulves confirment par rapport aux précédents résultats obtenus en 2D le rôle prépondérant joué par le Yar (32 %) et le Douron (31 %) sur la période de production des ulves de mai à septembre. Le Roscoat atteint en moyenne 13 % de mai à septembre et autour de 12 % pour la limite marine. Le Kerdu (6 %), le Quinquis (3 %), le Léguer (2 %) et le Traou Bigot (< 1 %) contribuent peu à l'alimentation en azote des ulves présentes sur le secteur de St Michel en Grève. L'apport d'azote dissous par le compartiment sédimentaire tel que paramétré actuellement dans le modèle participe très peu à l'enrichissement en azote dissous des ulves (< 1 %).

Les résultats obtenus en 3D confirment donc qu'une diminution sensible de la biomasse algale produite sur St Michel en Grève nécessiterait, en parallèle des actions de réduction des apports d'azote dissous à engager sur St Michel, la prise en compte de ceux du Douron. En revanche, la baie de Locquirec apparaît comme un site isolé du point de vue de sa dépendance aux apports nutritionnels locaux. En effet, l'essentiel de la marée verte est constituée par l'azote dissous provenant du Douron. Le modèle estime en effet que 73 % de l'azote contenu dans les ulves provient du Douron. La seconde source d'azote est issue de la limite marine qui contribue à hauteur de 15 %.

En termes d'objectifs de qualité de l'eau, l'exploitation de la version 3D amène à des abattements plus sensibles par rapport aux précédents résultats obtenus en 2D. Les différents scénarios de réduction des

apports en nitrate par les rivières montrent que pour diminuer de moitié la marée verte se développant **en baie de St Michel en Grève** pour l'année hydrologique 2005, il faudrait abaisser la teneur moyenne des différents cours d'eau autour de 15 mg/l (contre de 10 mg/l avec la version 2D). Ce chiffre est à mettre en perspective avec la teneur moyenne des apports terrigènes en NO3 de mai à septembre 2005 estimée à 34.4 mg/l. Le creusement des abattements avec la version 3D est lié pour l'essentiel à des teneurs simulées en azote dissous nettement inférieures à celles calculées en 2D (2 à 3 fois moindres pour la variable nitrate). Cette inter-comparaison 2D/3D a montré l'intérêt de recourir à des modèles 3D sur les secteurs à marées vertes reconnus comme étant des zones à faible circulation de marée où peuvent se développer des gradients de densité induits par les apports d'eau douce des rivières. **En baie de Locquirec** et pour l'année hydrologique 2005, il conviendrait d'agir principalement sur le Douron en abaissant la teneur moyenne en NO3 de ce cours d'eau en deçà de 15 mg/l (abattement de 56 % à 15 mg/l et 43 % à 10 mg/l).

L'année hydrologique 2004, dont les flux sont particulièrement élevés sur la période estivale de juillet à septembre, a également été testée dans le cadre des scénarios d'abattements des teneurs en nitrate des rivières avec la version 3D du modèle biochimique. Des difficultés ont été rencontrées en raison d'une limitation forte et prolongée par le phosphore (jusque fin juin) en comparaison de l'effet limitant lié à l'azote dissous. Les résultats obtenus ne peuvent par conséquent être considérés comme valides. Plusieurs pistes dont le relargage sédimentaire et la série de forçage en phosphore dissous aux limites marines ont été évoquées permettant d'expliquer l'apparition de ce phénomène lié à l'exploitation du modèle Mars3D-Ulves sur des années particulièrement humides (cf. § 2.3.4.4). Cet axe de travail fera l'objet de développements particuliers dans le cadre du programme P2 Cimav 2011. Il est toutefois important de préciser que cet artéfact lié à une forte limitation par le phosphore ne concerne pas les résultats obtenus les années antérieures avec la version 2D du modèle MARS-Ulves.

Enfin, il est rappelé que ces réductions de biomasse sont calculées pour une année 1 d'abattement de sels nutritifs. Or, une stabilisation en quelques années de la biomasse à des niveaux plus bas (par un désamorçage progressif du stock résiduel de St Michel en Grève) paraît envisageable. Ce phénomène devrait conduire mécaniquement à un retard dans l'installation de la marée verte en début de saison. Cette hypothèse a été testée avec MARS3D-Ulve en introduisant volontairement un départ particulièrement tardif de la marée verte au 15 juin au lieu du 15 mars pour l'année hydrologique 2005. L'exploitation du modèle montre des abattements de biomasse très soutenus même dans les gammes de limitations hautes (abattement supérieur à 80 % à 15 mg/l et de l'ordre de 65 % à 20 mg/l). Bien que l'hypothèse testée de l'effet de l'introduction d'un retard dans le développement de la marée verte ne puisse s'appliquer qu'aux sites à forte reconduction interannuelle de la biomasse, ces expérimentations numériques permettent de conclure que les résultats d'abattements (obtenus sans prise en compte d'un retard dans la marée verte) sont à considérer comme des abattements a minima. L'idée de l'apparition d'un effet de seuil à partir d'une certaine limitation en NO3 des rivières conduite sur plusieurs années semble donc très probable.

## 4- REFERENCES


CEVA, 2009. *Application du modèle écologique MARS-Ulves 2D à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves en baies de Lannion et de Douarnenez*. Rapport pour l'Agence de l'Eau Loire Bretagne, la Région Bretagne, les Conseils Régionaux des Côtes d'Armor, du Finistère, du Morbihan et d'Ile et Vilaine. 100 p.

Dion P, Le Bozec S, Golven P. *Factors controlling the green tides in the bay of Lannion (France)*. In: Rijstenbil JW, Kamermans P, Nienhuis PH, editors. Synthesis report of the second EUMAC workshop, held in Sète (France); 1996. p. 121–37.

Lazure P. et Dumas F., 2008. *An external-internal mode coupling for 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS)*. Advances in Water Resources 31: 233-250.

Lazure P, 1998. Etude de courantologie et de dispersion en baie de LANNION. Rapport Ifremer pour le Conseil Général des Côtes d'Armor, 59 p.

Ménesguen A., 1998. *Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte des baies de Saint-Brieuc et Lannion*. Rapport final de contrat pour le Conseil Général des Côtes d'Armor, 24 p.

Ménesguen A., Cugier P., Leblond I., 2006. *A new numerical technique for tracking chemical species in a multisource, coastal ecosystem applied to nitrogen causing Ulva blooms in the Bay of Brest (France)*. Limnol. Oceanogr. 51, 591-601.

Thornton K. & Lessen, A., 1978. *A temperature Algorithm for Modifying Biological Rates*. Trns. Am. Fish. Soc., vol 107 (2), 284-287.

# ANNEXES

# Annexe 1 : Description du modèle écologique MARS3D-Ulves développé en baie de Lannion

# DESCRIPTION DU MODELE ECOLOGIQUE MARS3D-ULVE DEVEOPPE EN BAIE DE LANNION

## 1. FORMULATION DU MODELE BIOCHIMIQUE

Le modèle écologique MARS3D-ULVE est un code de calcul qui permet à la fois de simuler les courants marins et la température mais aussi le transport de variables d'états chimiques ou biologiques dissoutes ou particulaires (modèle élaboré suite à une collaboration entre l'Ifremer et le Ceva). Ce code de calcul permet la simulation des processus hydrodynamiques et biochimiques.

### 1.1. Structure générale

La simulation du cycle saisonnier de la production en ulves nécessite le suivi de l'évolution des constituants de l'écosystème intervenant de façon majeure dans l'eutrophisation du site étudié. Il s'agit des sels nutritifs, de la biomasse en ulves et des matières détritiques. Ces principaux constituants forment ce qu'on appelle les variables d'état ou internes du modèle lesquelles agissent sur la production algale et réciproquement. Ces différentes variables d'état étant reliées entre elles grâce aux processus chimiques et biologiques exprimés sous forme d'équations différentielles ordinaires du temps.

Les 8 variables d'état modélisées sont :

- l'azote minéral dissous sous la forme nitrate (NO3) et ammonium (NH4), la forme nitrite étant négligée,
- le phosphore minéral dissous dans l'eau,
- l'azote et le phosphore sous leur forme détritique dans l'eau,
- l'azote et le phosphore des ulves en dépôt sous leur forme organique (incluse dans la matière vivante),
- la biomasse des ulves en dépôt.

| Symbole | Définition | Type | Unité |
|---|---|---|---|
| $X_1$ | ammonium | dissous | $\mu$mol.l$^{-1}$ |
| $X_2$ | nitrate | dissous | $\mu$mol.l$^{-1}$ |
| $X_3$ | phosphate | dissous | $\mu$mol.l$^{-1}$ |
| $X_4$ | azote détritique | particulaire | $\mu$mol.l$^{-1}$ |
| $X_5$ | phosphore détritique | particulaire | $\mu$mol.l$^{-1}$ |
| $X_6$ | azote des ulves en dépôt | particulaire | $g.m^{-2}$ |
| $X_7$ | phosphore des ulves en dépôt | particulaire | $g.m^{-2}$ |
| $X_8$ | biomasse des ulves en dépôt | particulaire | $kg.m^{-2}$ (poids sec) |

Tableau 1 : Définitions et unités des variables d'états

### 1.2. Les processus modélisés

L'ensemble des éléments fourni ci-après s'inspire largement de [Ménesguen et al., 2006].

**<u>La croissance des ulves</u>**

La croissance des ulves est conditionnée par les trois facteurs que sont :

- la température
- la lumière
- la concentration en sels nutritifs

Dans la formulation mathématique, ces trois facteurs apparaissent comme modulant multiplicativement le taux de croissance maximum des ulves. Cependant, s'agissant de la concentration en sels nutritifs en azote et phosphore, seul le plus limitant des deux, c'est-à-dire l'élément le moins disponible à un instant donné, est retenu pour le calcul de la croissance. La formulation de la croissance des ulves est donc donnée par :

$$\mu_{ulva} = \mu_{\max ulva} * f_T * f_{Lulva} * \min(f_{Nulva}, f_{Pulva}) \quad \text{avec :}$$

$$\begin{cases} \mu_{\max ulva} \text{ : taux de croissance maximum des ulves ; } f_T \text{ : effet limitant de la température} \\ f_{Lulva} \text{ : effet limitant de la lumière ; } f_{Nulva} \text{ : effet limitant de l'azote} \\ f_{Pulva} \text{ : effet limitant du phosphore} \end{cases}$$

On précise qu'une atténuation progressive du taux de croissance instantané a été introduite de début août à fin septembre. En effet, les mesures terrains portant sur l'évolution du taux de croissance journalier d'avril à octobre (mesures effectuées en 1994 et 1995 en baies de St Brieuc et de Lannion) montrent une diminution progressive de ce dernier sur les mois d'août et de septembre. Ce phénomène est en grande partie déterminé par l'évolution de l'état physiologique de l'ulve où pour un même niveau de concentration en sels nutritifs dans le milieu, des conditions de lumière et de température identiques, le potentiel de croissance de l'ulve au printemps et à l'automne sont sensiblement différents (taux de croissance élevé en début de saison et faible à l'automne). La paramétrisation utilisée pour représenter ce phénomène est la suivante :

$$\begin{cases} \mu_{ulva} = \mu_{ulva} * \left( \dfrac{220.75 - 0.75 * t_{jour}}{274 - 213} \right) \text{ ... si } 213 < t_{jour} \leq 274 \\ \mu_{ulva} = \mu_{ulva} * 0.25 \text{ ..... si } t_{jour} > 274 \end{cases}$$

**Effet de la température**

Le calcul de l'effet limitant de la température repose sur la formulation de Thornton et Lessen (1978) :

$f_T = K_a(T) * K_b(T)$ où :

$$\begin{cases} K_a(T) = \dfrac{K_1 e^{\gamma_1 (T - T_{\min})}}{1 + K_1 \left[ e^{\gamma_1 (T - T_{\min})} - 1 \right]} \\ \gamma_1 = \dfrac{1}{T_{\min}^{opt} - T_{\min}} \ln \left[ \dfrac{K_2 (1 - K_1)}{K_1 (1 - K_2)} \right] \end{cases} \quad \text{et} \quad \begin{cases} K_b(T) = \dfrac{K_4 e^{\gamma_2 (T_{\max} - T)}}{1 + K_4 \left[ e^{\gamma_2 (T_{\max} - T)} - 1 \right]} \\ \gamma_2 = \dfrac{1}{(T_{\max} - T_{\max}^{opt})} \ln \left[ \dfrac{K_3 (1 - K_4)}{K_4 (1 - K_3)} \right] \end{cases}$$

avec :

$T_{\min}^{opt}$ : température minimum optimale ; $T_{\max}^{opt}$ : température maximum optimale ; $T_{\min}$ : température minimum ; $T_{\max}$ : température maximum et $K_1$, $K_2$, $K_3$, $K_4$ : constantes contrôlant la forme de la courbe dans le calcul de l'effet limitant de la température

La figure 1 ci-dessous montre l'évolution de l'effet limitant de la température en fonction de la température de l'eau pour l'espèce ulva rotundata (valeurs de $T_{\min}^{opt}$ et $T_{\max}^{opt}$ issues de mesures Ceva et/ou ajustées lors de l'étape de calibration du modèle)

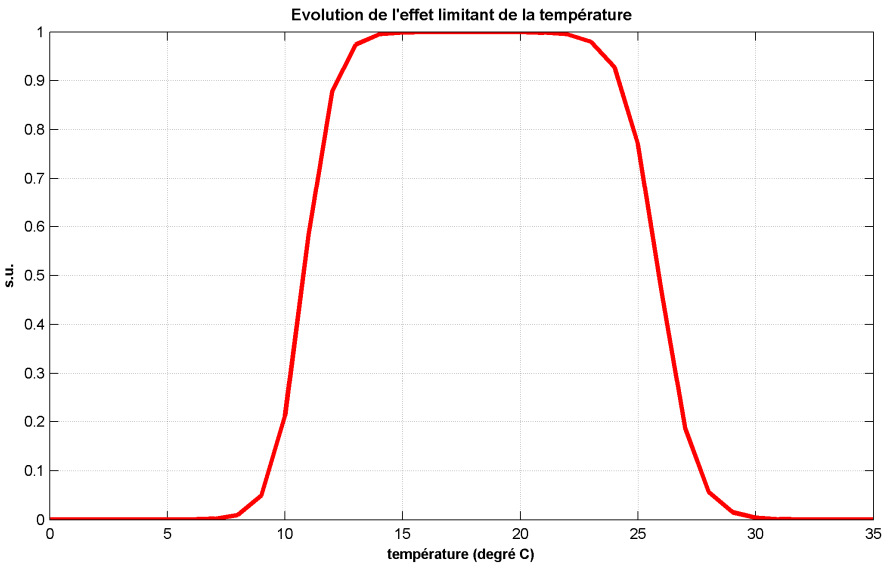



Figure 1 : Evolution de l'effet limitant de la température

**Effet de la lumière**

L'effet limitant de la lumière obéit à la formule de Steele (1962). Pour les ulves en suspension, on a :

$$f_{Lulvasusp} = \frac{1}{h}\int_0^h f(z)\,dz \text{ où } f(z) = \frac{I_z}{I_z + I_{optulva}} \text{ et } I_z = \frac{I_{surf}}{2}\exp^{-k_z.z}$$

avec :

$$\begin{cases} I_{optulva} \text{ : intensité lumineuse optimale pour la croissance des ulves (W/m²)} \\ I_z \text{ : intensité lumineuse à la profondeur z (W/m²)} \\ I_{surf} \text{ : intensité lumineuse en surface (W/m²)} \end{cases}$$

Le coefficient d'extinction $k_z$ intègre l'auto-ombrage des ulves et l'atténuation de la lumière du fait de la concentration en particules minérales. Pour ce qui est de l'atténuation de la lumière due à la présence de particules en suspension dans la colonne d'eau, une paramétrisation utilisant la valeur moyenne annuelle du kpar mesurée en baie de St Brieuc au moyen du capteur SeaWifs a été retenue.

$k_z = \overline{K_{PAR}}$ avec $\overline{K_{PAR}} = 0.3$ : valeur moyenne annuelle représentative du kpar en baie de St Brieuc $\left(m^{-1}\right)$

Après intégration sur la colonne d'eau de l'expression précédente, on obtient :

$$f_{Lulvasusp} = \frac{1}{k_z.h}\ln\left[\frac{I_{optulva} + I_{surf}/2}{I_{optulva} + \left(I_{surf}/2\right) * \exp\left(-k_z * h\right)}\right]$$

Pour les ulves en dépôt, l'effet limitant de la lumière est décrit par une loi de type Michaelienne :

$$f_{ulvabenth} = \frac{\left(I_{surf}/2\right) * \exp\left(-k_z * h\right)}{I_{optulva} + \left(I_{surf}/2\right) * \exp\left(-k_z * h\right)}$$

S'agissant des ulves en dépôt, on considère que seule la couche d'ulves superficielle éclairée pousse avec les paramètres physiologiques des ulves en suspension. Au-delà d'un dépôt d'ulve correspondant à un maximum de biomasse $b_{surfulva}$, on considère que les couches d'algues sous-jacentes se dégradent avec la cinétique caractéristique des ulves benthiques. La part des ulves de surface se calcule à partir de la formule suivante :

$$P_{ulvesurface} = \frac{\min\left(b_{surfulva}, X_{11}\right)}{X_{11}}$$

**Effet des sels nutritifs**

L'effet limitant d'un élément nutritif (N ou P) sur la croissance fait intervenir l'état nutritionnel de l'ulve, c'est-à-dire le contenu de ses tissus en l'élément considéré (c.a.d le quota) :

$$f_{NPulva} = \frac{\dfrac{q_{Nut} - q_{\min Nut}}{q_{Nut}}}{\dfrac{q_{\max Nut} - q_{\min Nut}}{q_{\max Nut}}}$$ avec

$q_{Nut}$ : quota en sel nutritif considéré dans l'ulve

$q_{\min Nut}$ et $q_{\max Nut}$ : quota minimu et maximum en sel nutritif

Pour les ulves en dépôt, le quota en azote et phosphore est donné par :

$$q_{Nulvadep} = \frac{X_6}{X_8} \quad \text{et} \quad q_{Pulvadep} = \frac{X_7}{X_8}$$

et : $$f_{NPulvadep} = \min\left(f_{Nulvadep}, f_{Pulvadep}\right)$$

**Absorption des nutriments par les ulves**

La vitesse d'absorption des ulves (pélagiques et benthiques) dépend de la disponibilité des sels nutritifs dans le milieu marin, du quota en sels nutritifs de l'ulve considérée, de la période de la journée (pompage nul en l'absence de lumière) et des vitesses maximales d'absorption en azote et phosphore dissous considérée comme constantes.

Pour les ulves en dépôt, une pondération de la vitesse maximale d'absorption des nutriments en fonction du jour de l'année a été utilisée :

$$\begin{cases} V_{Nulvadep} = (I_z > 0)\, V_{\max Nulva}(\mathrm{t}) \dfrac{X_1 + X_2}{K_{Nulva}(\mathrm{t}) + X_1 + X_2} \left( \dfrac{q_{\max N} - q_{Nulvadep}}{q_{\max N} - q_{\min N}} \right) \\ V_{Pulvadep} = (I_z > 0)\, V_{\max Pulva}(\mathrm{t}) \dfrac{X_4}{K_{Pulva}(\mathrm{t}) + X_4} \left( \dfrac{q_{\max P} - q_{Pulvadep}}{q_{\max P} - q_{\min P}} \right) \end{cases}$$

avec :

$V_{\max Nulva}(\mathrm{t})$ : vitesse maximale d'absorption de l'azote par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)

$V_{\max Pulva}(t)$ : vitesse maximale d'absorption du phosphate par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)

$K_{Nulva}(t)$ : constante de demi-saturation pour l'azote (fonction tabulée interpolée linéairement)

$K_{Pulva}(t)$ : constante de demi-saturation pour le phosphate (fonction tabulée interpolée linéairement)

Les valeurs tabulées de $V_{\max Nulva}(\mathrm{t})$, $V_{\max Pulva}(\mathrm{t})$, $KN_{ulva}(\mathrm{t})$ et $K_{Pulva}(\mathrm{t})$ proviennent de mesures CEVA et d'ajustements opérés lors de la phase de calibration du modèle

**La mortalité des ulves**

Pour les ulves déposées sur l'estran à basse mer (ulves émergées), une pondération par le pourcentage d'émersion a été introduite dans le calcul de la mortalité. Cette paramétrisation permet d'intensifier les processus de « dégradation-mortalité » selon le niveau altitudinal du dépôt (dessiccation des ulves plus importante en haut d'estran qu'en bas d'estran entraînant logiquement une dégradation plus forte). Afin de rendre compte de l'effondrement de la marée verte fin octobre dû à l'arrivée des premiers coups de vents automnaux, une paramétrisation accrue de la mortalité au-delà de cette date a été adoptée. Cette considération permet de mieux rendre compte de la dégradation et de l'érosion du stock d'ulves liée à l'agitation de la mer en période automnale et hivernale (fragmentation des thalles due aux vagues).

Pour les ulves en dépôt et émergées :

$$\begin{cases} m_{ulvadep} = \left( m_{ulva0dep} + 0.085 * \left( \dfrac{t_{jour} - 293}{t_{jour} - 283} \right) \right) * f_T * \left( emersion(i,j)/100 + 1 \right) \text{ ... si } 293 < t_{jour} \leq 365 \\ m_{ulvadep} = 0.085 * f_T * \left( emersion(i,j)/100 + 1 \right) \text{ ..... sinon} \end{cases}$$

Pour les ulves en dépôt et émergées, la formulation est identique avec : $\left( emersion(i,j)/100 + 1 \right) = 1$

**La reminéralisation de la matière détritique**

La reminéralisation dans l'eau des formes détritiques de l'azote et du phosphore est fonction de la température.

Pour l'azote : $k_{\mathrm{Re}mN} = k_{\min N} * f_{T2}$ avec $f_{T_2} = \exp(k_T * T)$ et $k_T = 0.07\ °C$

Pour le phosphore : $k_{\mathrm{Re}mP} = k_{\min P} * f_{T2}$ avec :

$k_{\min N}$ : taux de reminéralisation de l'azote dans l'eau (j-1)

$k_{\min P}$ : taux de reminéralisation du phosphore dans l'eau (j-1)

**La nitrification**

La nitrification concerne le passage de la forme ammonium ( $NH_4^+$ ) à la forme nitrate ( $NO_3$ ) et est dépendante de la température.

$k_{nitrif}$ =: $k_{nitrif_0} * f_{T_2}$ avec $f_{T_2} = \exp(k_T * T)$ et $k_T = 0.07\ °C$ et : $k_{nitrif_0}$ : taux de nitrification dans l'eau à 0 °C ($j^{-1}$)

**L'apport d'azote inorganique et de phosphore dissous par le sédiment**

La simulation de l'évolution temporelle des processus biochimiques concernant le sédiment n'étant pas simulé par le modèle Mars-ulve, les flux sédimentaires en ammonium, nitrate et phosphore par le sédiment ne sont donc pas pris en considération. D'une manière générale, si le flux ressortant du sédiment peut être considéré comme secondaire par rapport aux apports des rivières dans le développement de la marée verte, ce dernier n'est pas complètement négligeable d'autant plus en période estivale d'étiage. Sur la base de données bibliographiques, un flux sédimentaire constant en ammonium, nitrate et phosphore dissous actif uniquement dans domaine infralittoral a donc été pris en compte. Afin d'affiner la participation du sédiment au flux total en NID, un critère sur la hauteur d'eau totale a été ajouté permettant de stopper le relargage en sels nutritifs par les sédiments intertidaux au delà d'une hauteur d'eau donnée fixée à +2 mètres au dessus du zéro Shom.

Flux sédimentaire pour l'ammonium : $Flux_Sed_NH4 = SED_{NH4}$

Flux sédimentaire pour le nitrate : $Flux_Sed_NO3 = SED_{NO3}$

Flux sédimentaire pour le phosphate : $Flux_Sed_PO4 = SED_{PO4}$

### 1.3 Paramètres du modèle écologique en baie de Lannion

Les valeurs de l'ensemble des paramètres du modèle écologique sont récapitulées dans le tableau 2 ci-dessous. Ces paramètres sont pour la plupart issus de la littérature où ont fait l'objet d'un ajustement lors de l'étape de calibration en particulier pour la constante de demi-saturation et la vitesse maximale d'absorption de l'azote (fonction tabulée propre à chaque modèle développé).

| Symbole | Définition | Unité | Valeur | référence |
|---|---|---|---|---|
| $\mu_{maxulva}$ | Taux de croissance maximum | $j^{-1}$ | 1 | Calibration |
| $I_{optulva}$ | Intensité lumineuse optimale | W $m^{-2}$ | 50 | Calibration |
| $\tau_{min}^{opt}$ | Température minimum optimale | °C | 15 | CEVA, 2001 |
| $\tau_{max}^{opt}$ | Température maximum optimale | °C | 23 | CEVA, 2001 |
| $\tau_{min}$ | Température minimum | °C | 7 | Calibration |
| $\tau_{max}$ | Température maximum | °C | 28.8 | Calibration |
| $K_1$ | Constante | adim | 0.01 | Pina, 2001 |
| $K_2$ | Constante | adim | 0.999 | Pina, 2001 |
| $K_3$ | Constante | adim | 0.98 | Pina, 2001 |
| $K_4$ | Constante | adim | 0.02 | Pina, 2001 |
| $K_{Nulva}(t)$ | Constante de demi-saturation de N (fonction tabulée) | µmol $L^{-1}$ | - | CEVA, 1991 + calibration |
| $K_{Pulva}(t)$ | Constante de demi-saturation de P | µmol $L^{-1}$ | 2.8 | Compilation de données bibliographiques |
| $V_{maxNulva}(t)$ | Vitesse maximale d'absorption de N (fonction tabulée) | µmol $g^{-1}$ | - | CEVA, 1991 + calibration |
| $V_{maxPulva}(t)$ | Vitesse maximale d'absorption de P | µmol $g^{-1}$ | 17.2 | Compilation de données bibliographiques |
| $q_{minN}$ | Rapport N/Poids minimal | mg $g^{-1}$ | 10 | Dion, 1988a |
| $q_{maxN}$ | Rapport N/Poids maximal | mg $g^{-1}$ | 50 | Mesures CEVA (de 2002 à 2006) |
| $q_{minP}$ | Rapport P/Poids minimal | mg $g^{-1}$ | 1 | Dion, 1988a |
| $q_{maxP}$ | Rapport P/Poids maximal | mg $g^{-1}$ | 4 | Dion, 1988a |
| $m_{ulvadep}$ | Taux de mortalité des ulves en dépôt | $j^{-1}$ | 0.02 | Calibration |
| $b_{surfulva}$ | Surface spécifique en biomasse (poids sec) | g $m^{-2}$ | 0.05 | Calibration |
| $SED_{NH4}$ | Rejet NH4 du sédiment | µmol.m-2.j-1 | 500 | Lerat, 1990 |
| $SED_{NO3}$ | Rejet NO3 du sédiment | µmol.m-2.j-1 | 560 | Monbet, 1991 |
| $SED_{PO4}$ | Rejet PO4 du sédiment | µmol.m-2.j-1 | 350 | Monbet, 1991 |
| **Matières détritiques** | | | | |
| $k_{minN}$ | Taux de reminéralisation de N | $j^{-1}$ | 0.01 | Calibration |
| $k_{nitrif_0}$ | Taux de nitrification à 0°C | $j^{-1}$ | 0.2 | Chapelle, 1985 |
| $k_{minP}$ | Taux de reminéralisation de P | $j^{-1}$ | 0.1 | Calibration |

Tableau 2 : Paramètres physiques et biochimiques du modèle écologique

# Annexe 2 : Résultats en baie de Lannion des comparaisons entre les mesures et le modèle forçé à la limite marine par les données de mesure Estacade : nitrate, ammonium, température et salinité

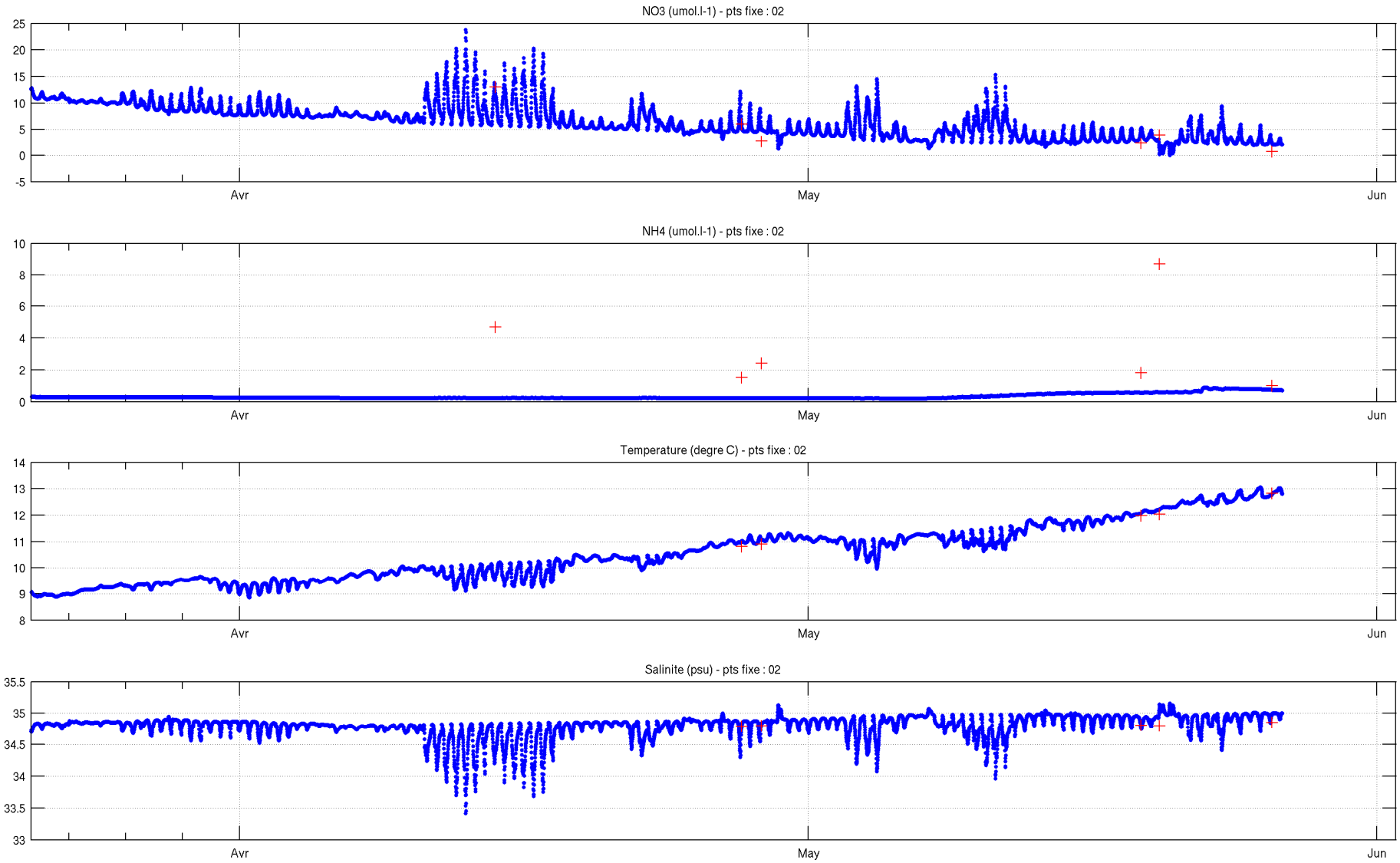



Figure 1 : Evolution **au point SH2** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

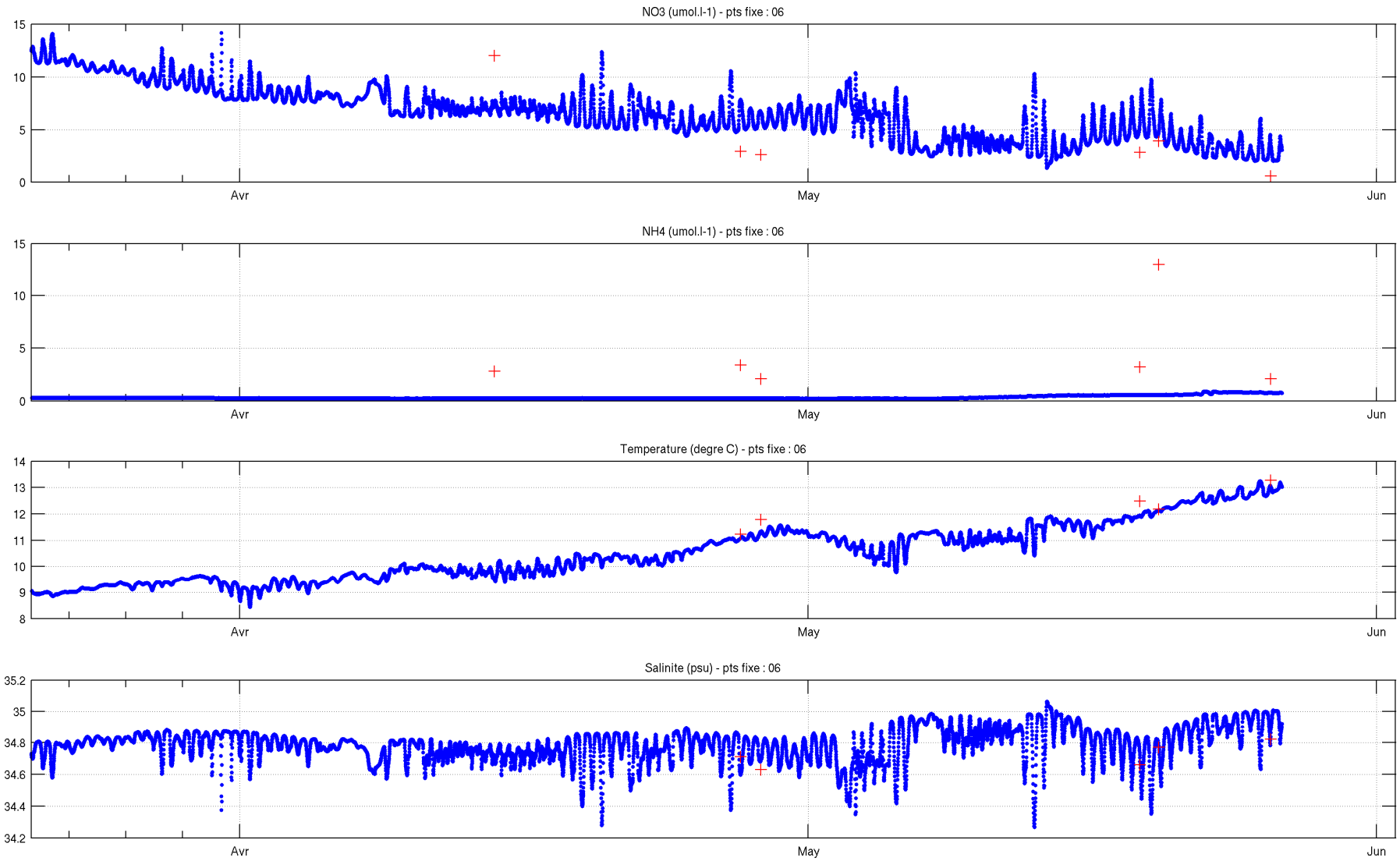



Figure 2 : Evolution **au point SH6** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

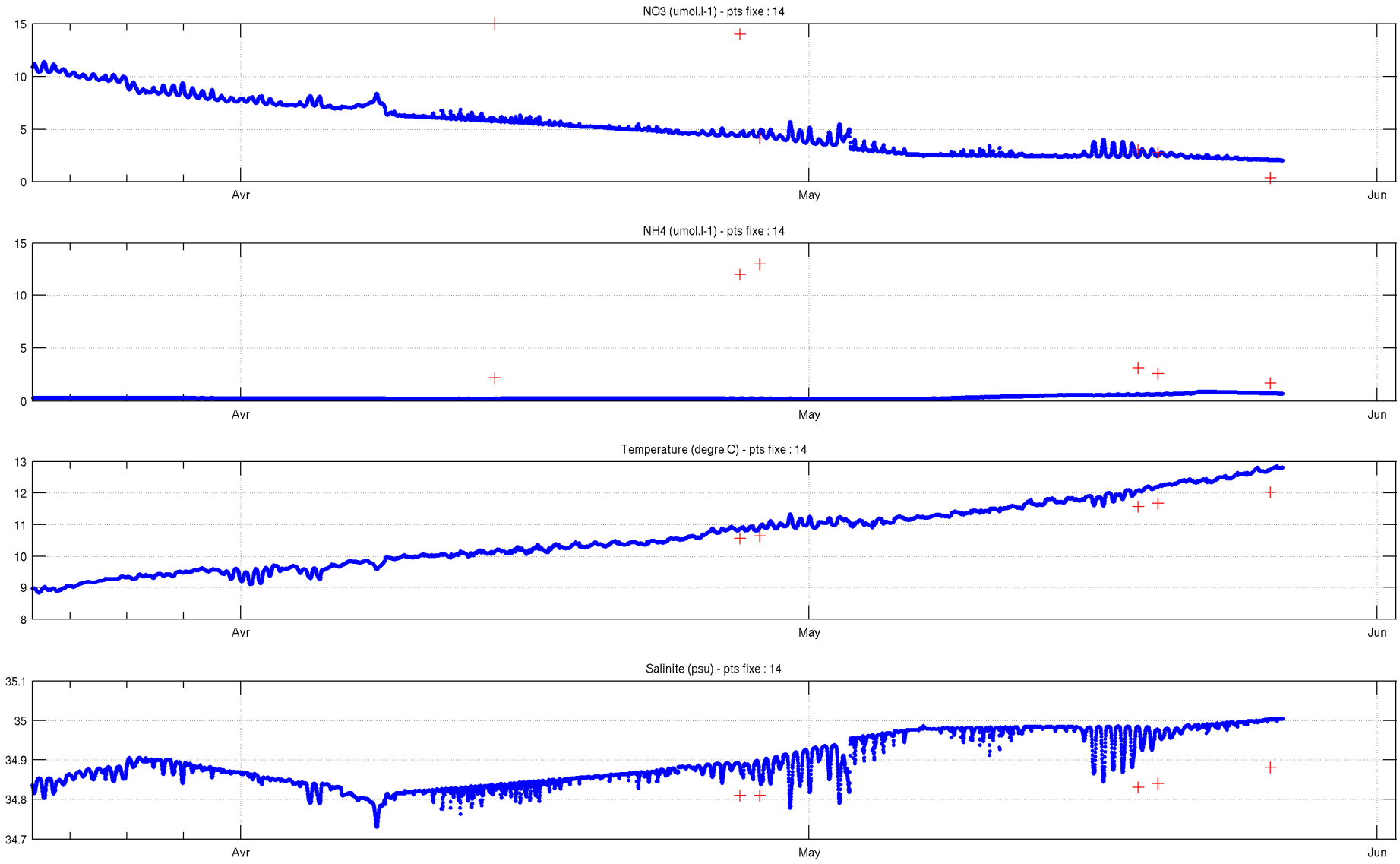



Figure 3 : Evolution **au point SH14** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

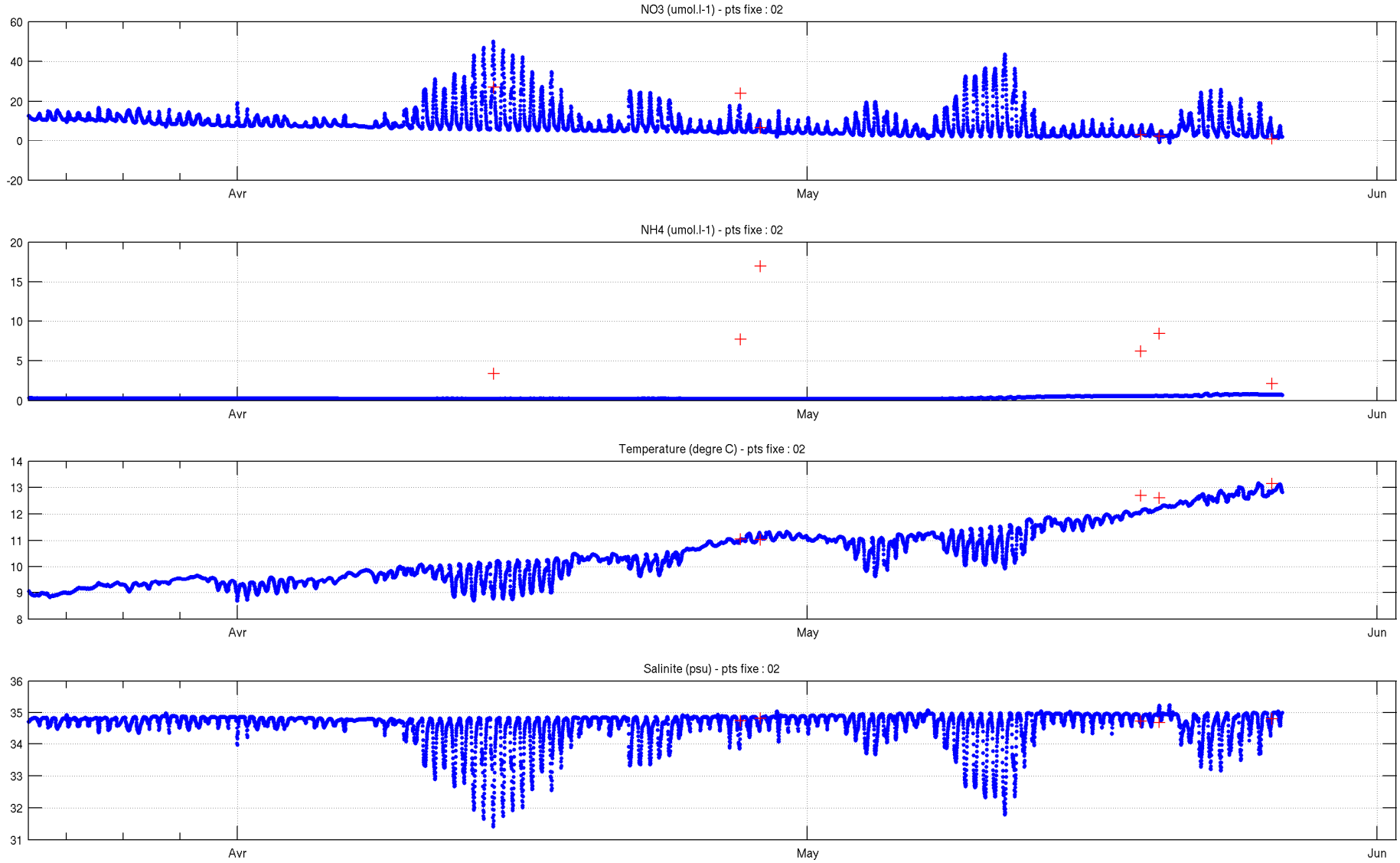



Figure 4 : Evolution **au point SH02** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de SUB-SURFACE**

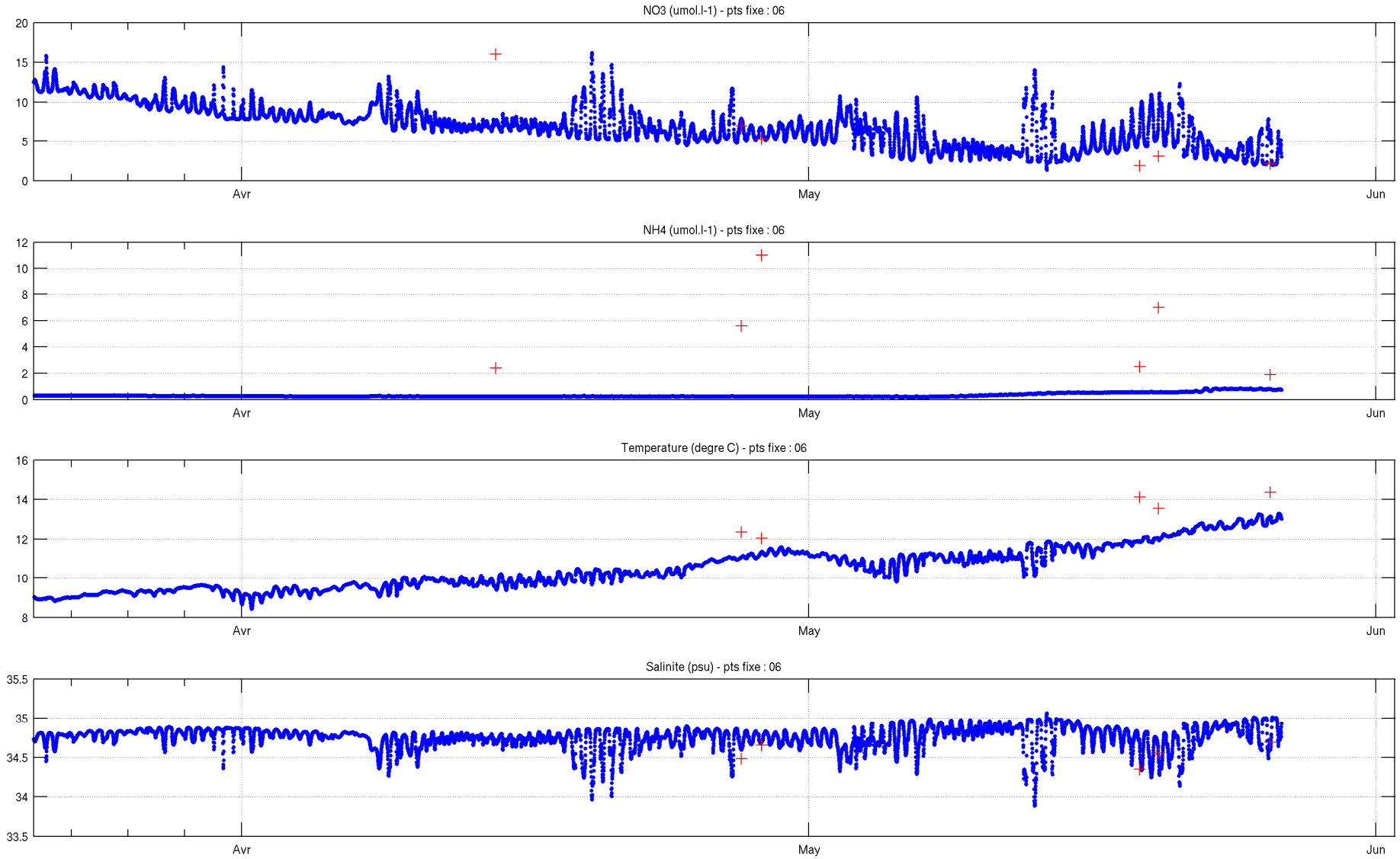



Figure 5 : Evolution **au point SH06** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de SUB-SURFACE**

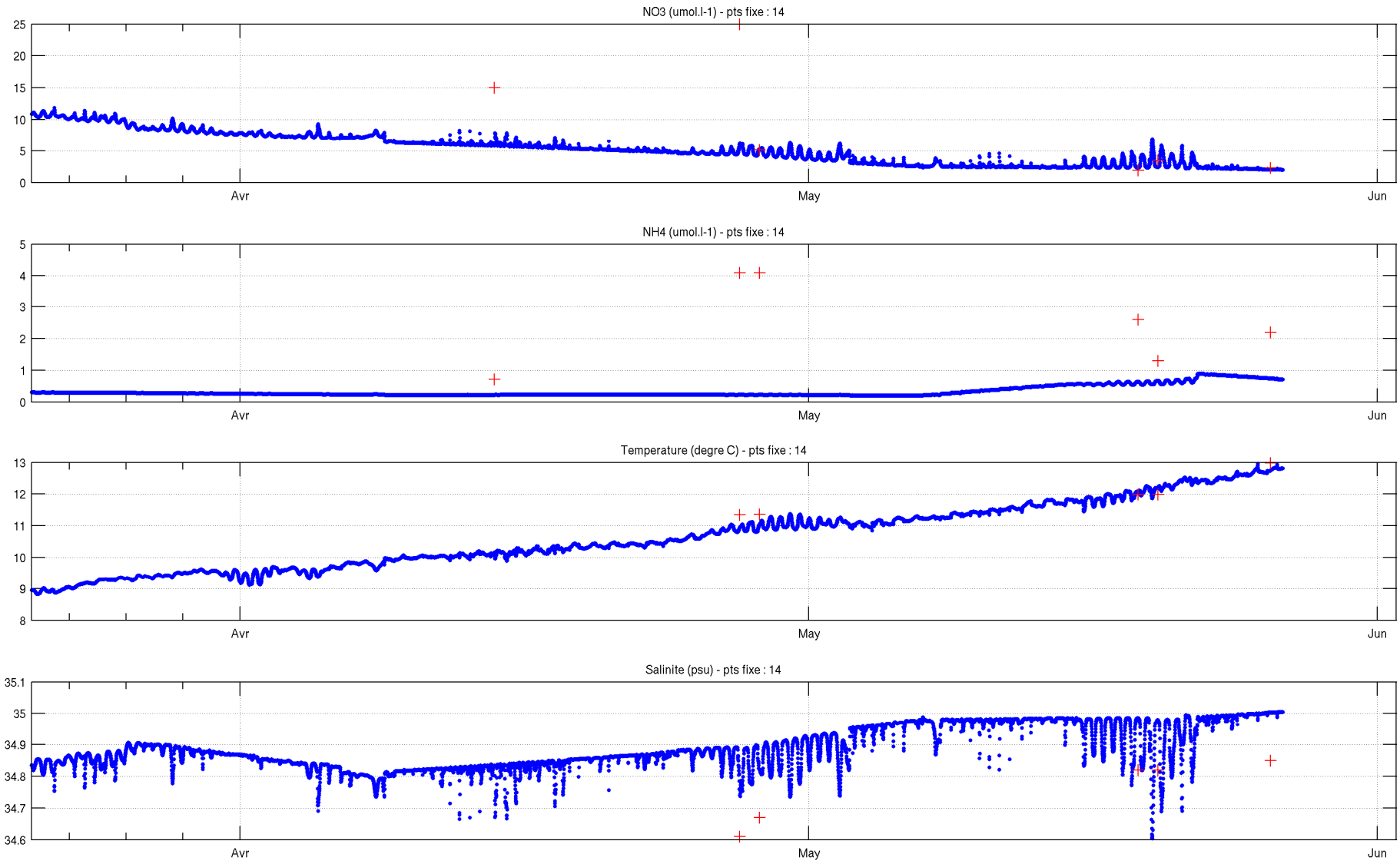



Figure 6 : Evolution **au point SH14** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Estacade à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de SUB-SURFACE**

# Annexe 3 : Résultats en baie de Lannion des comparaisons entre les mesures et le modèle forçé à la limite marine par les données de mesure Ceva : nitrate, ammonium, température et salinité

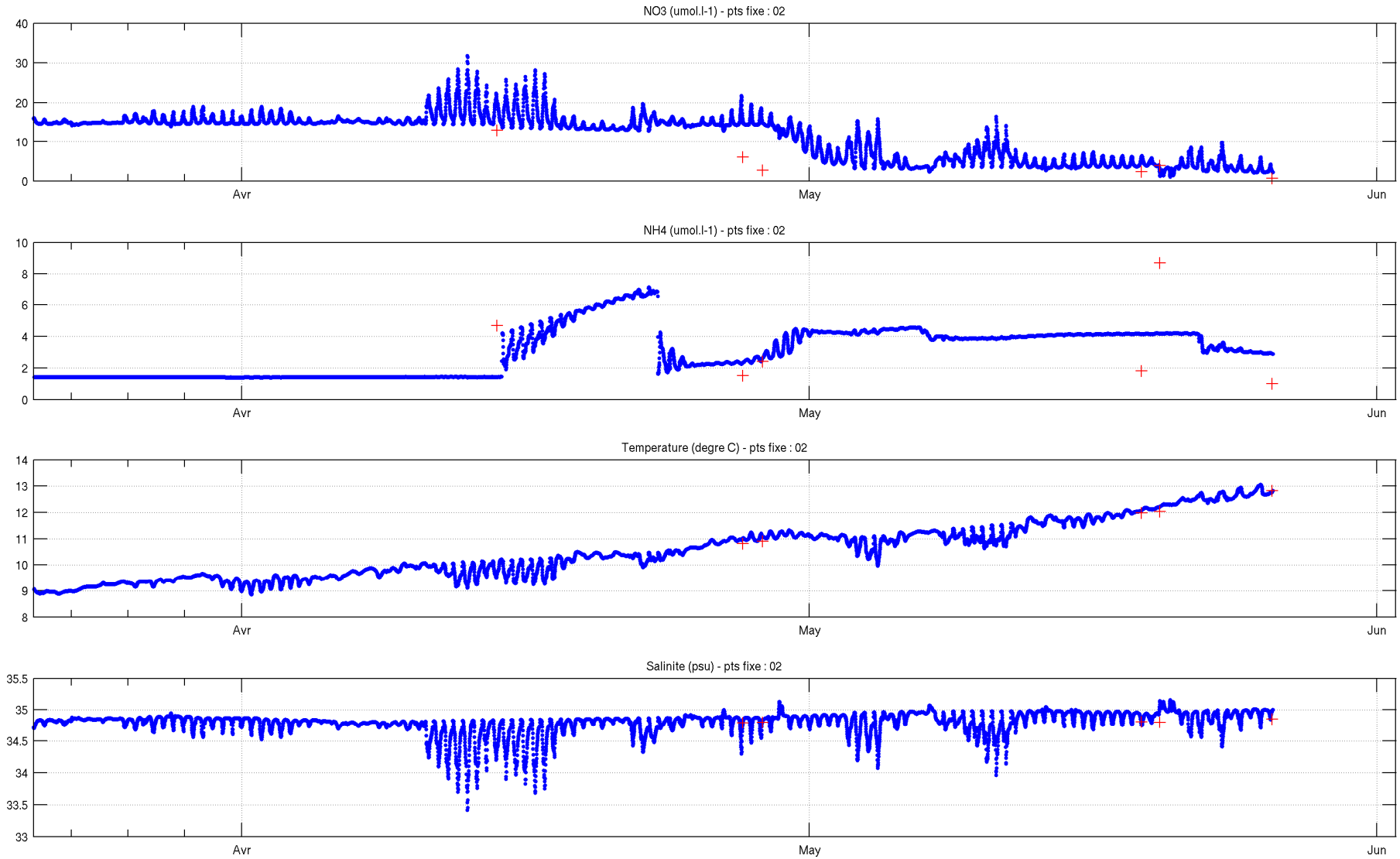



Figure 1 : Evolution **au point SH02** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

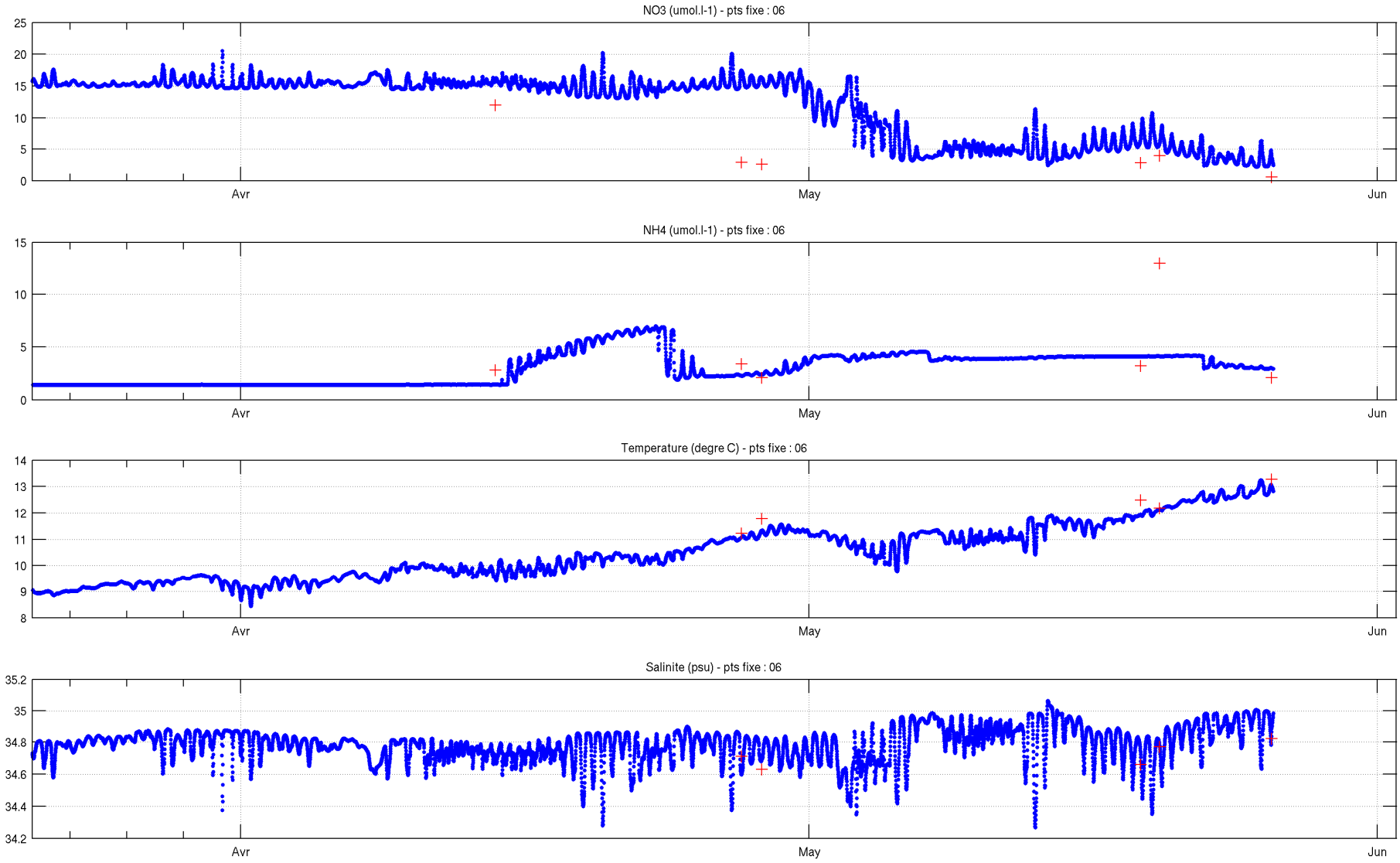



Figure 2 : Evolution **au point SH06** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

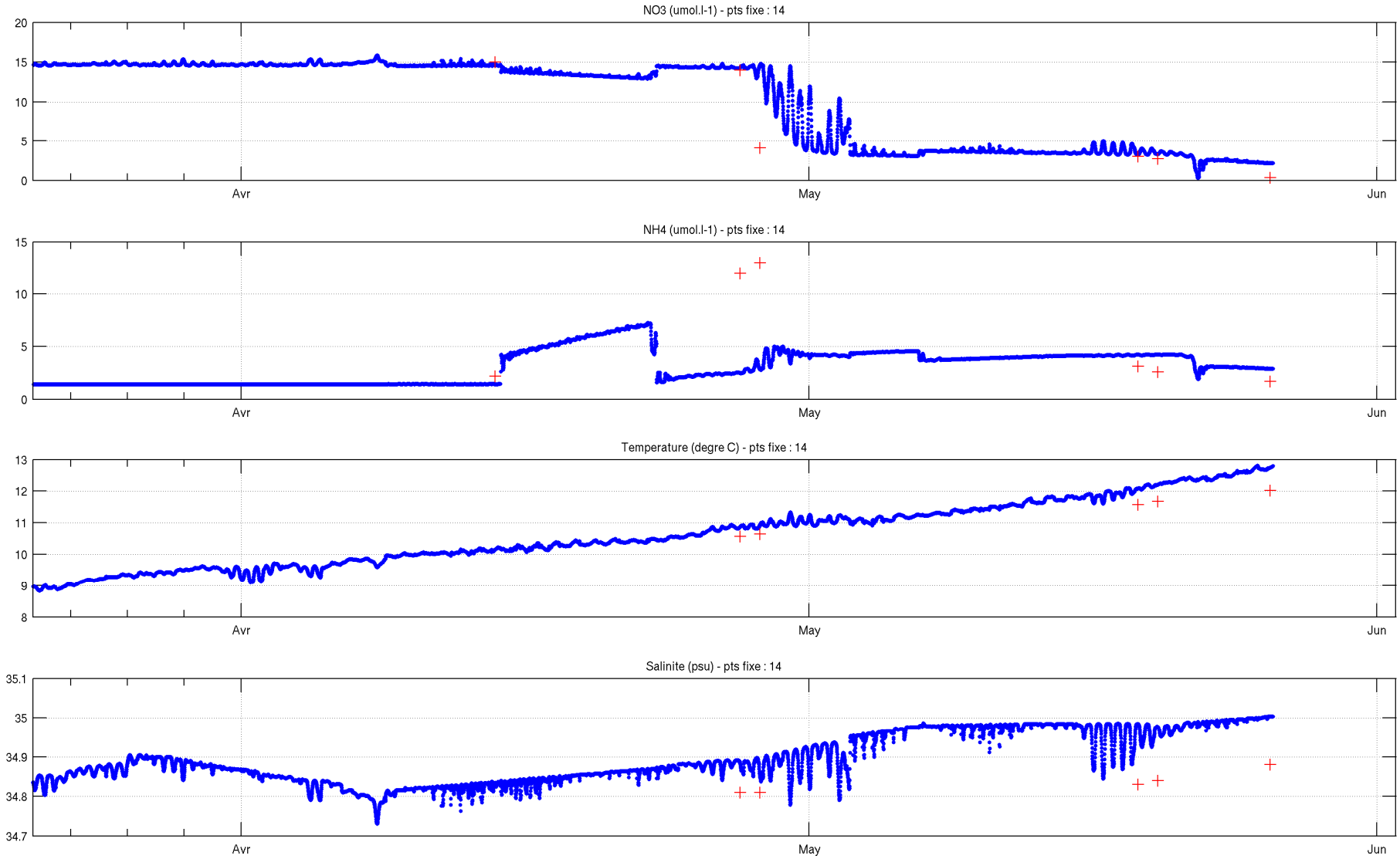



Figure 3 : Evolution **au point SH14** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de FOND**

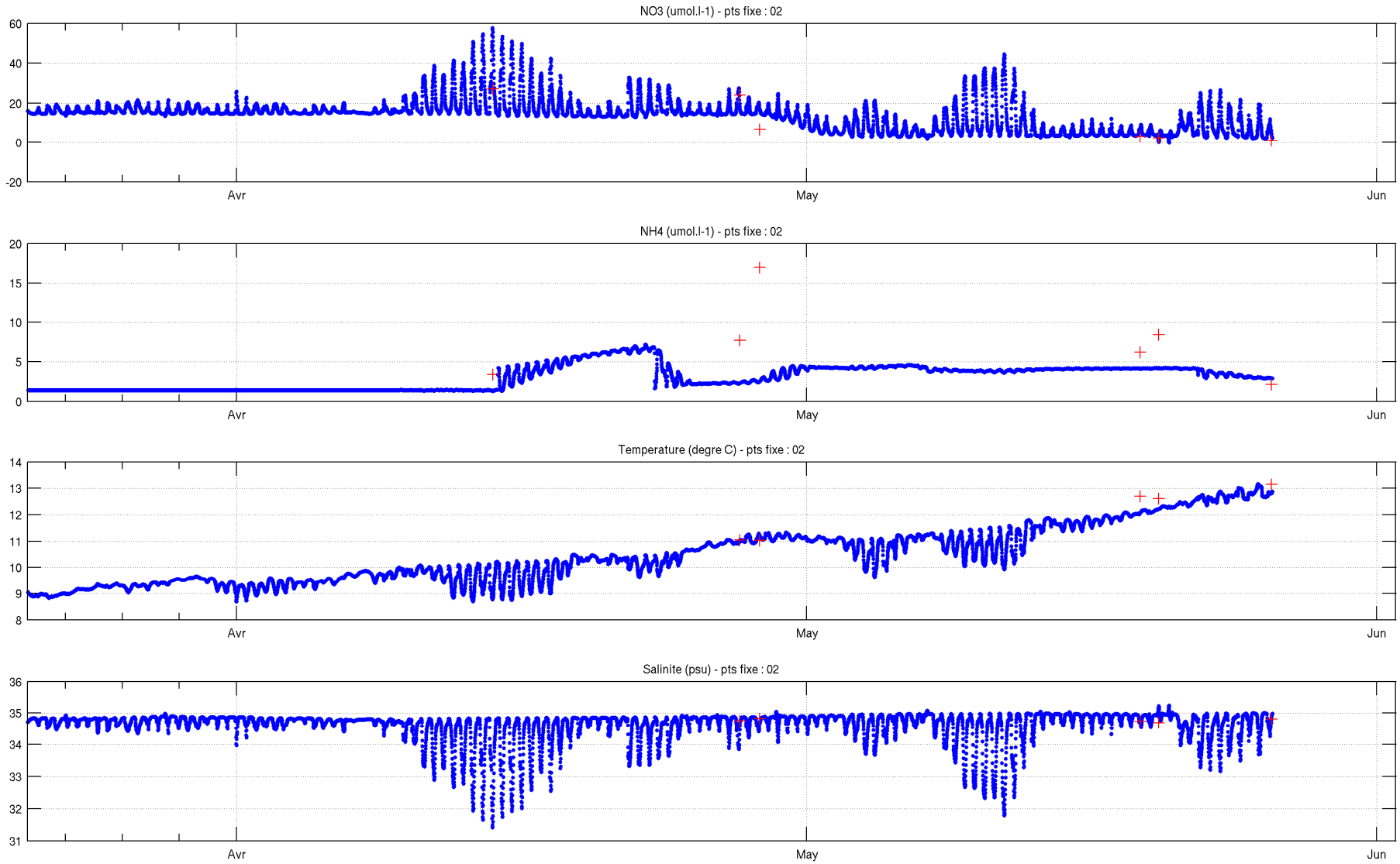



Figure 4 : Evolution **au point SH2** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de SUB-SURFACE**

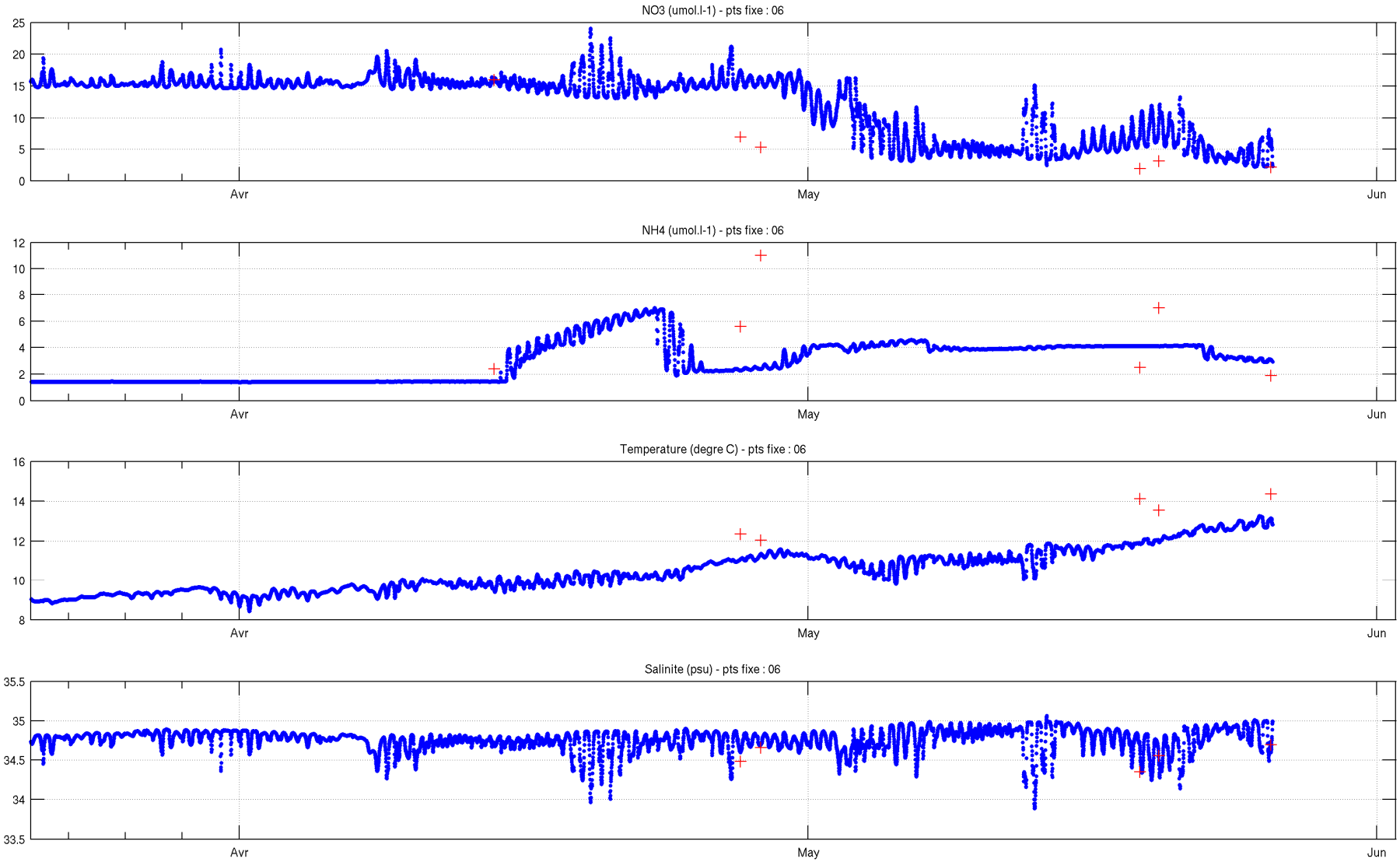



Figure 5 : Evolution **au point SH6** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur la **couche de SUB-SURFACE**

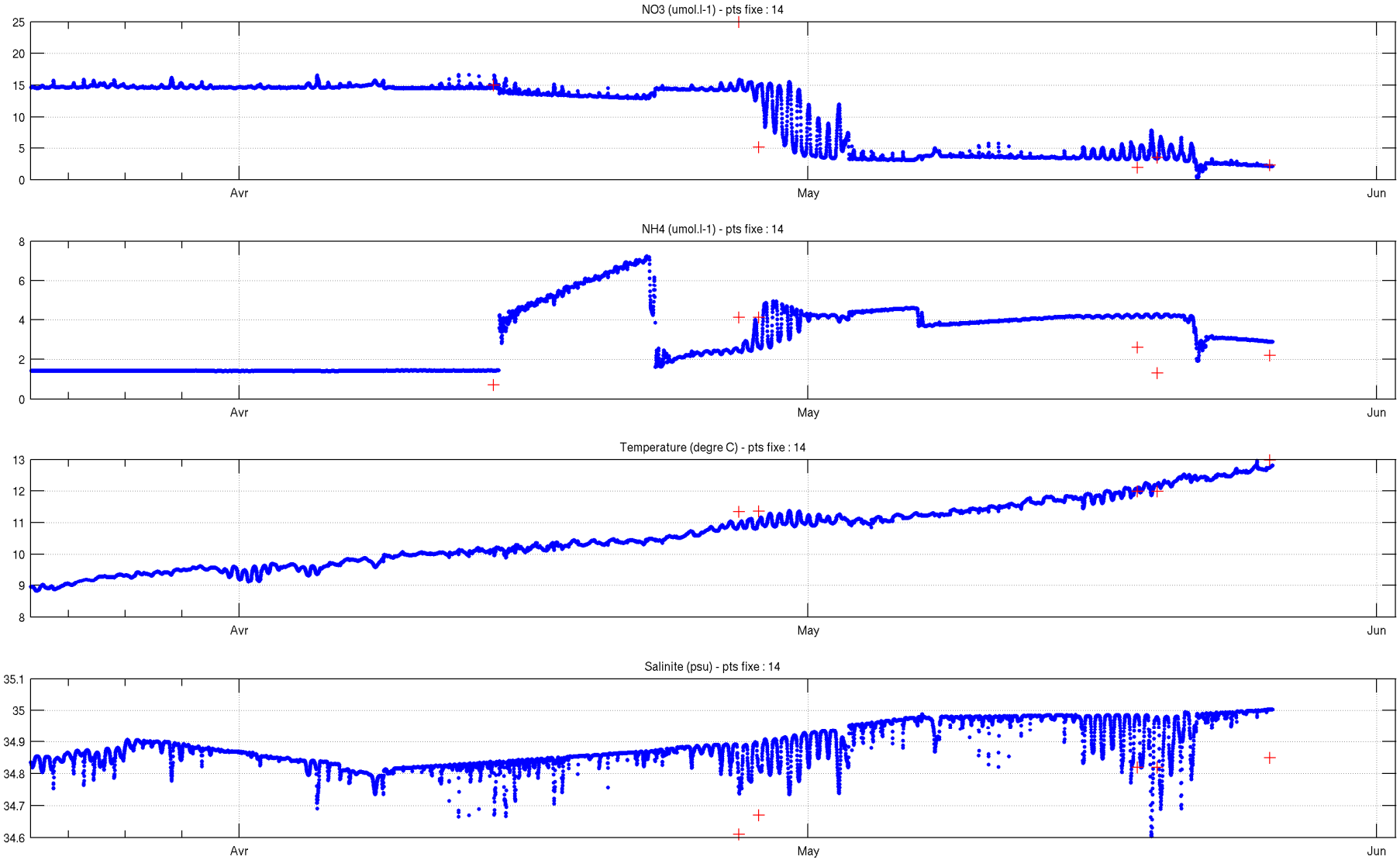



Figure 6 : Evolution **au point SH14** du NO3, NH4, de la température et de la salinité mesurés et simulés avec MARS3D en utilisant les données **Ceva à la limite marine** (croix rouges : mesures ; courbes bleues : modèle). Comparaison effectuée sur **la couche de SUB-SURFACE**

# Annexe 4 : Résultats des comparaisons entre les mesures et le modèle en baie de Lannion : composantes longitudinale et méridionale du courant barotrope

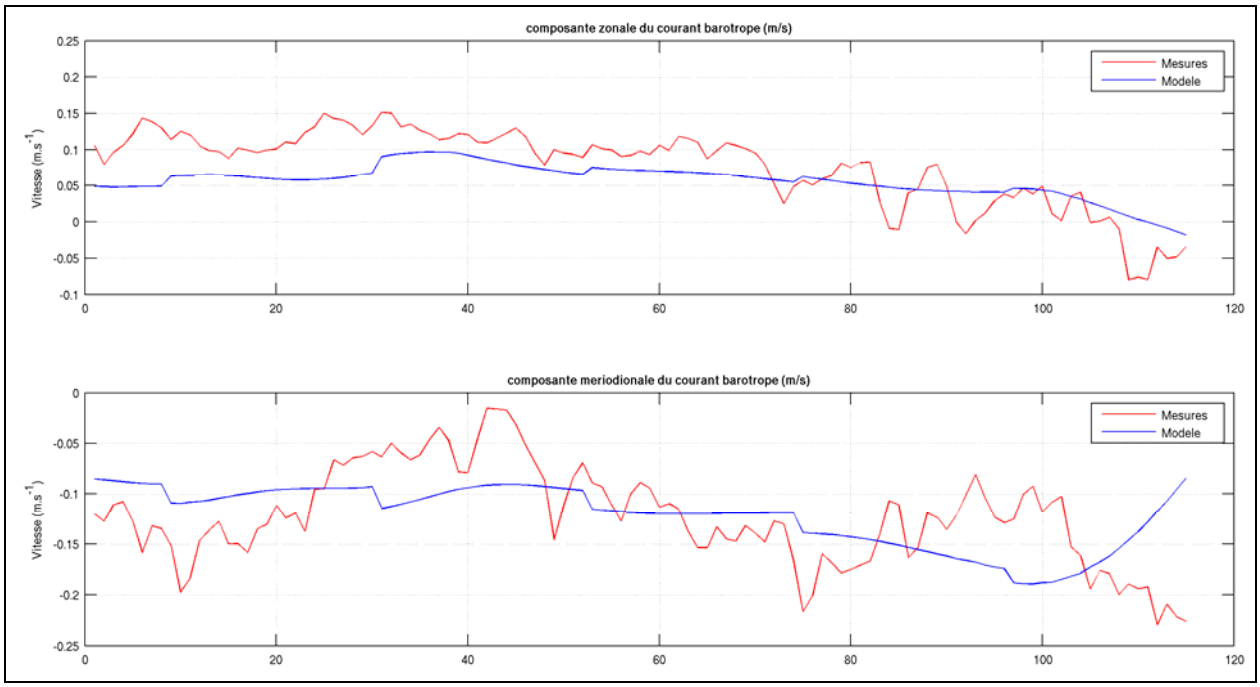



**Figure 1 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°1**

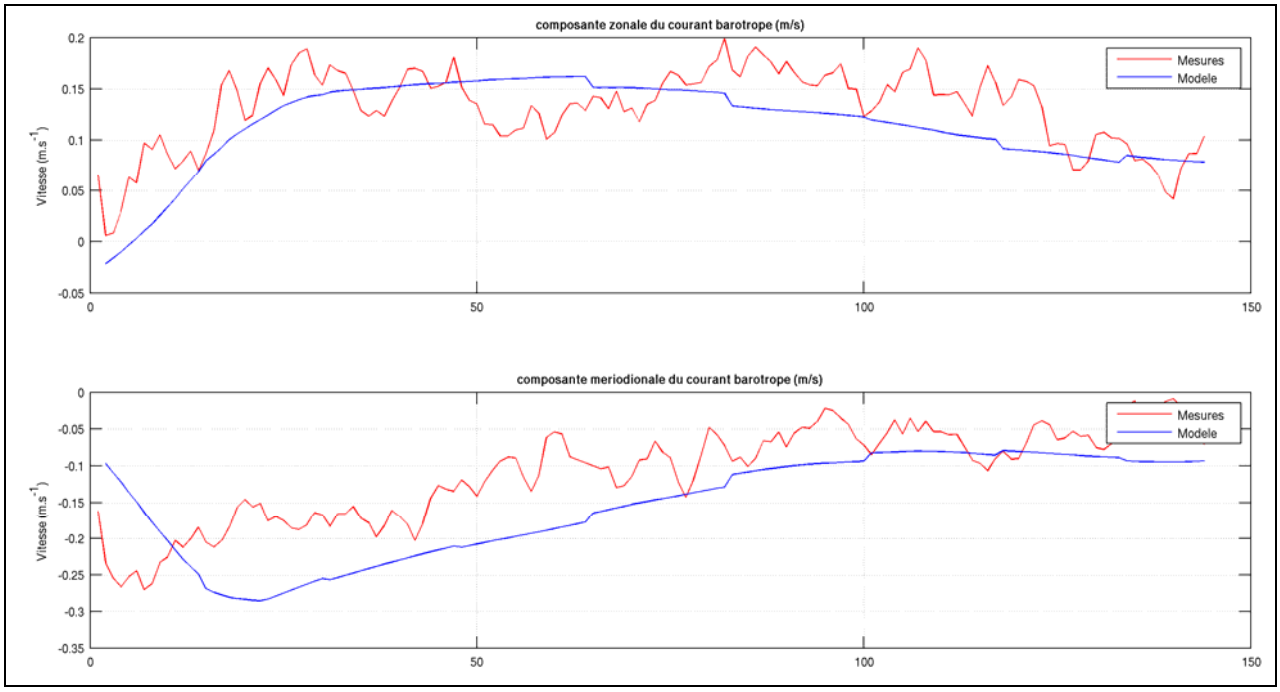



**Figure 2 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°2**

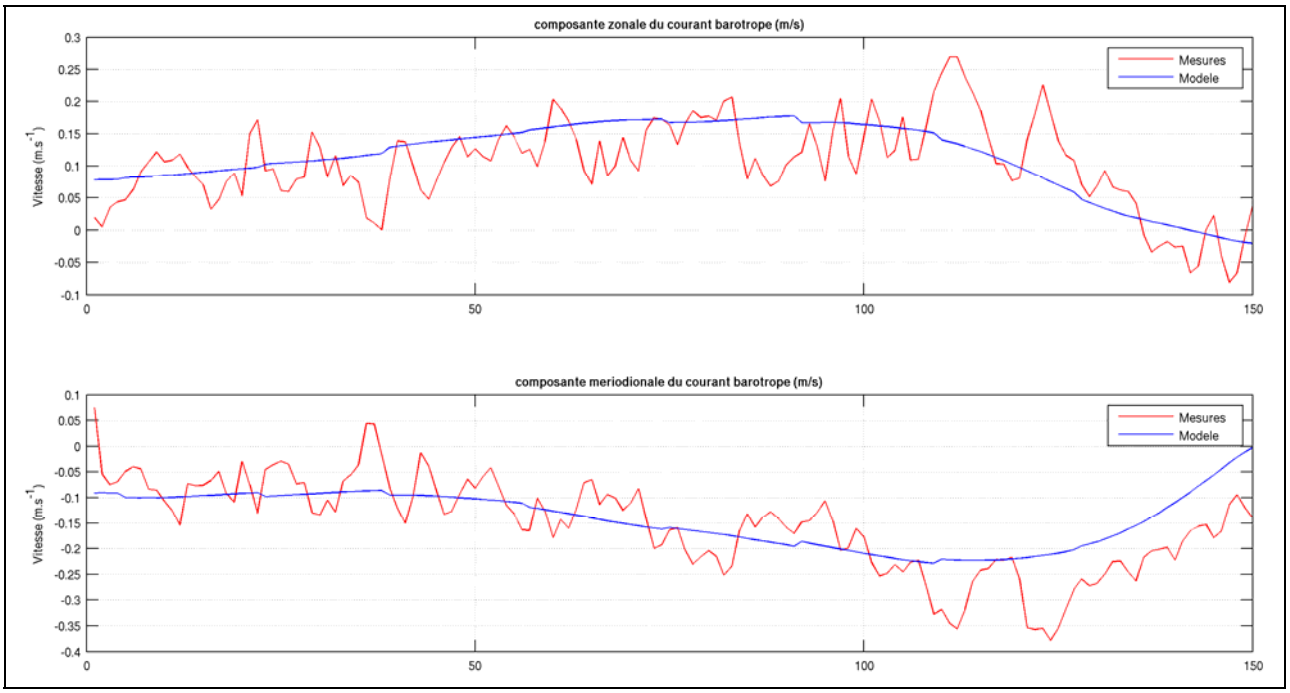



**Figure 3 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°3**

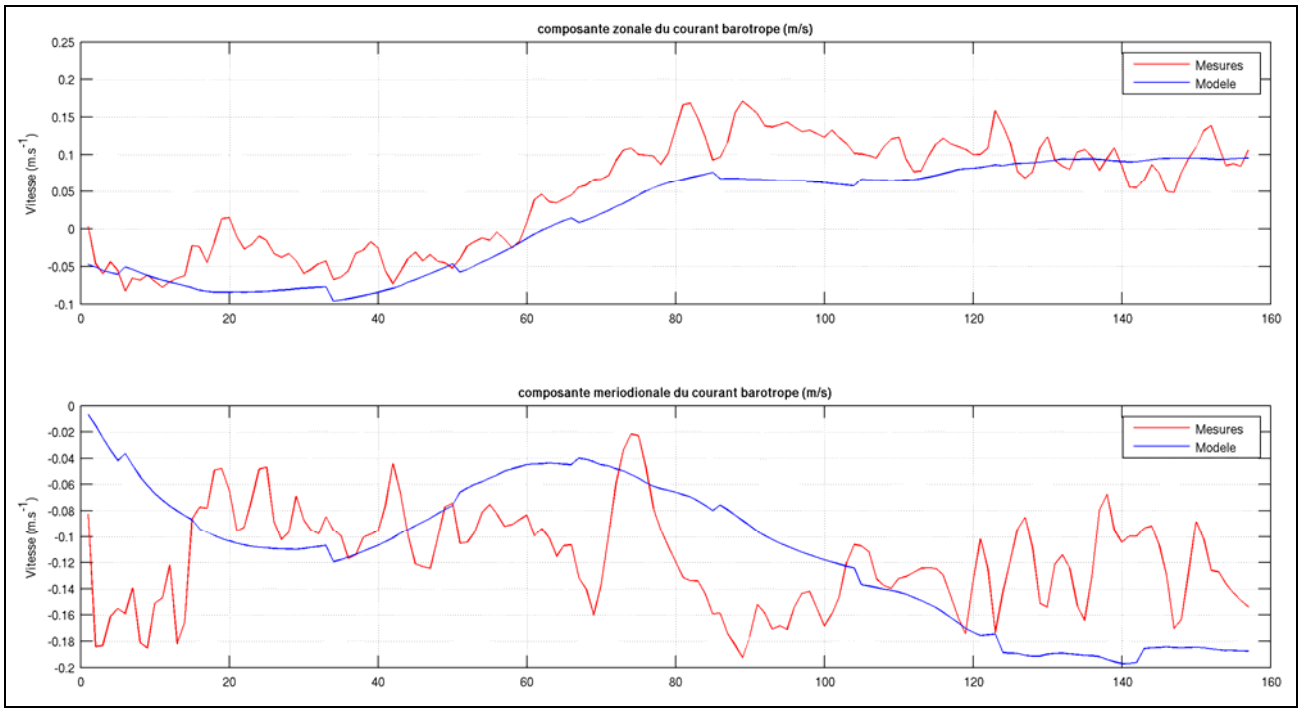



**Figure 4 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°4**

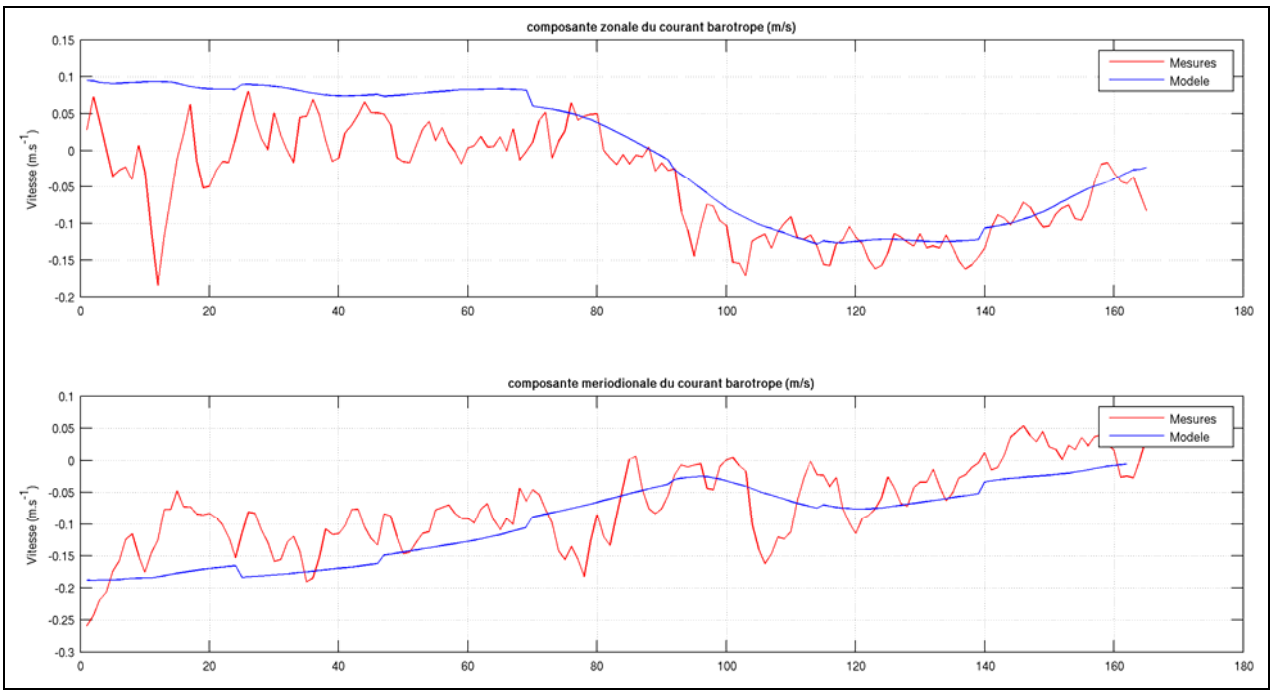



**Figure 5 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°5**

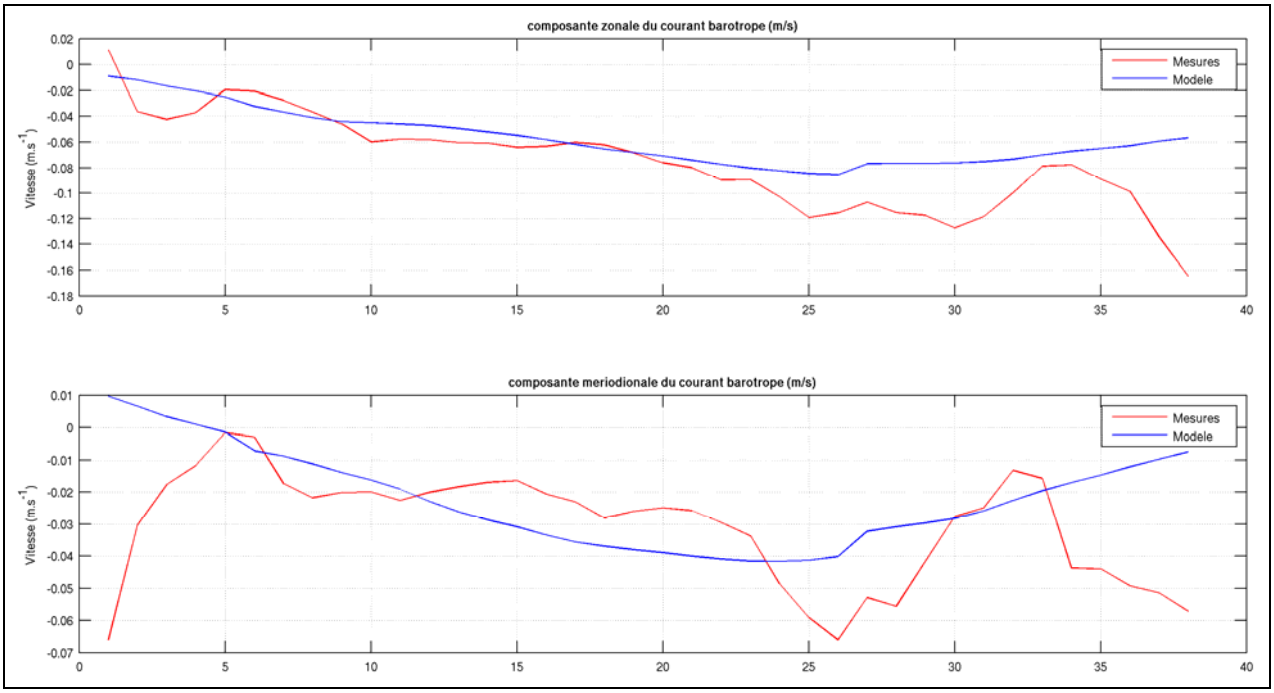



**Figure 6 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°6**

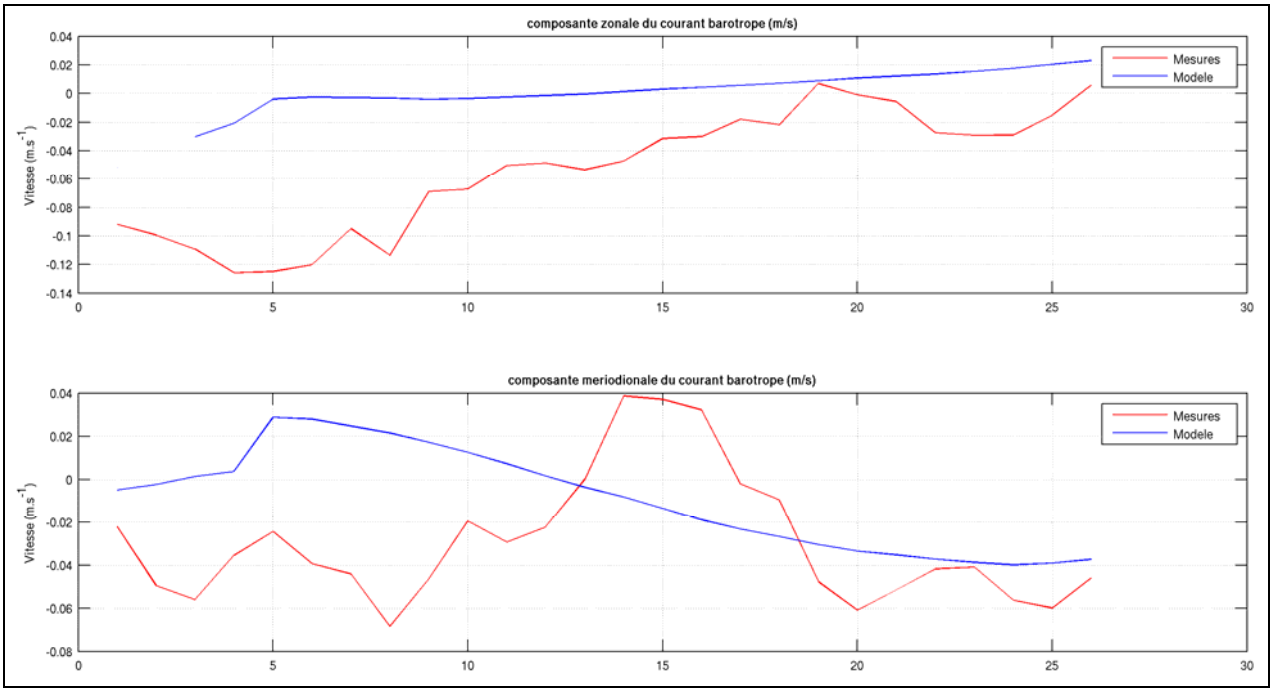



**Figure 7 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°7**

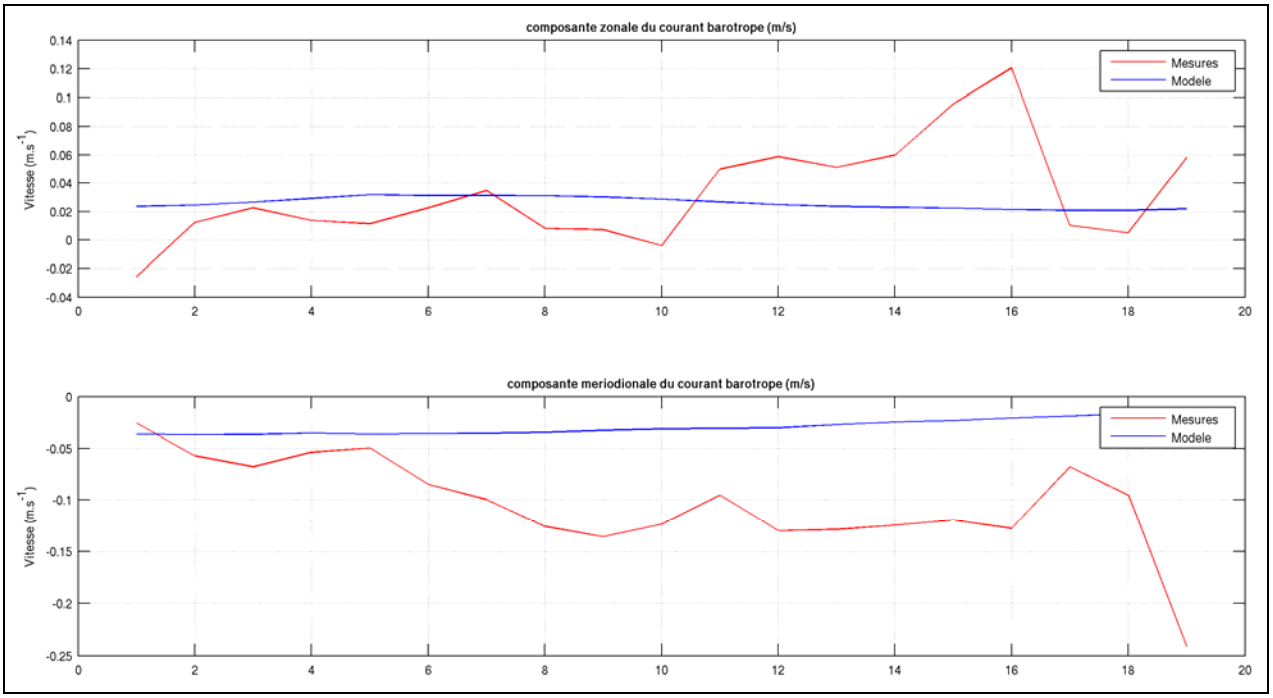



**Figure 8 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°8**

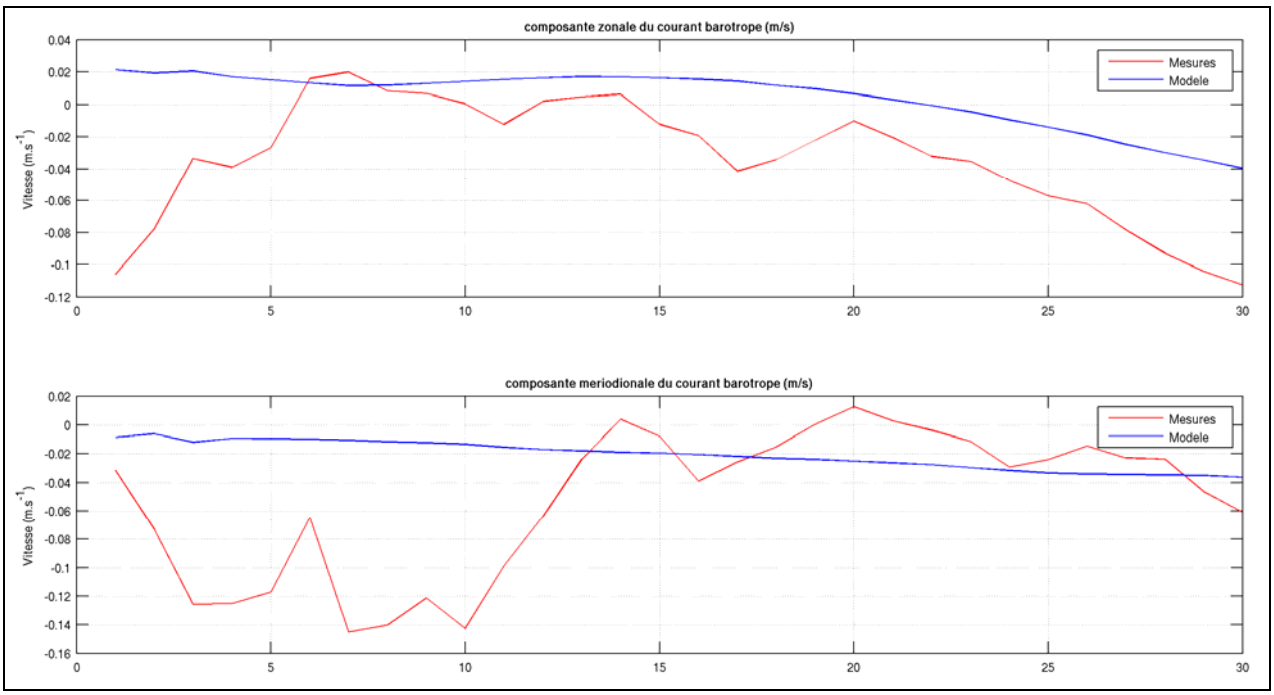



**Figure 9 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°9**

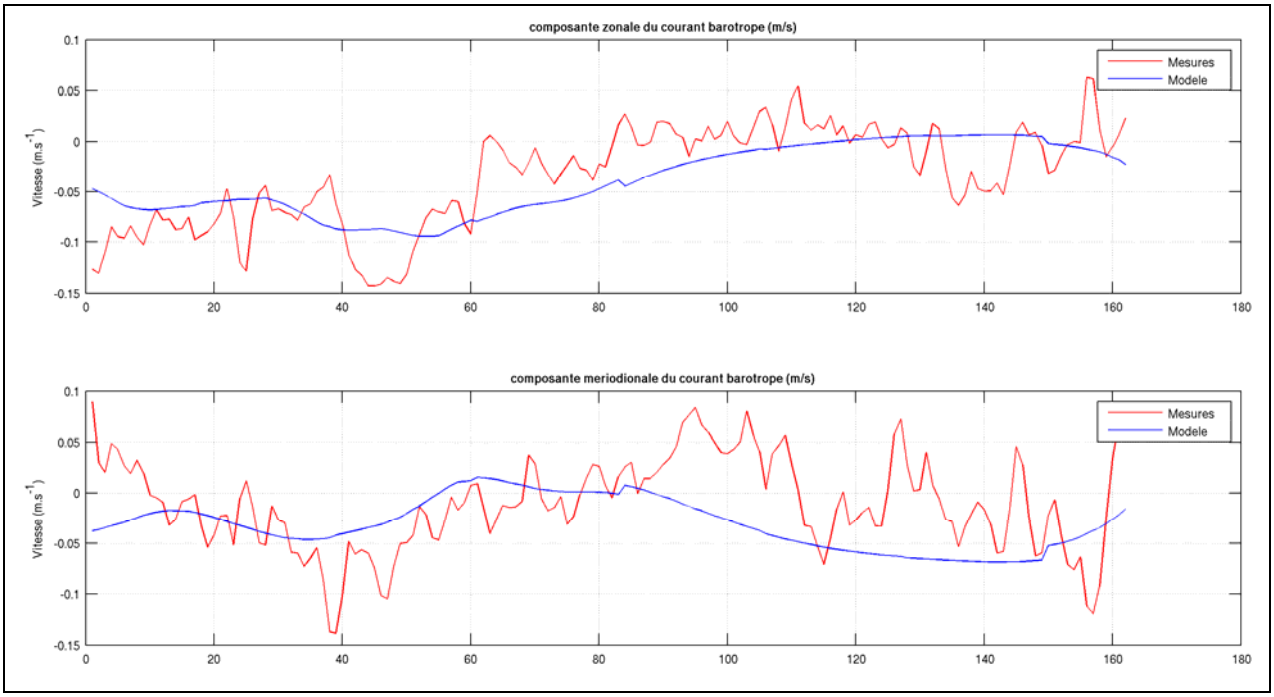



**Figure 10 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°10**

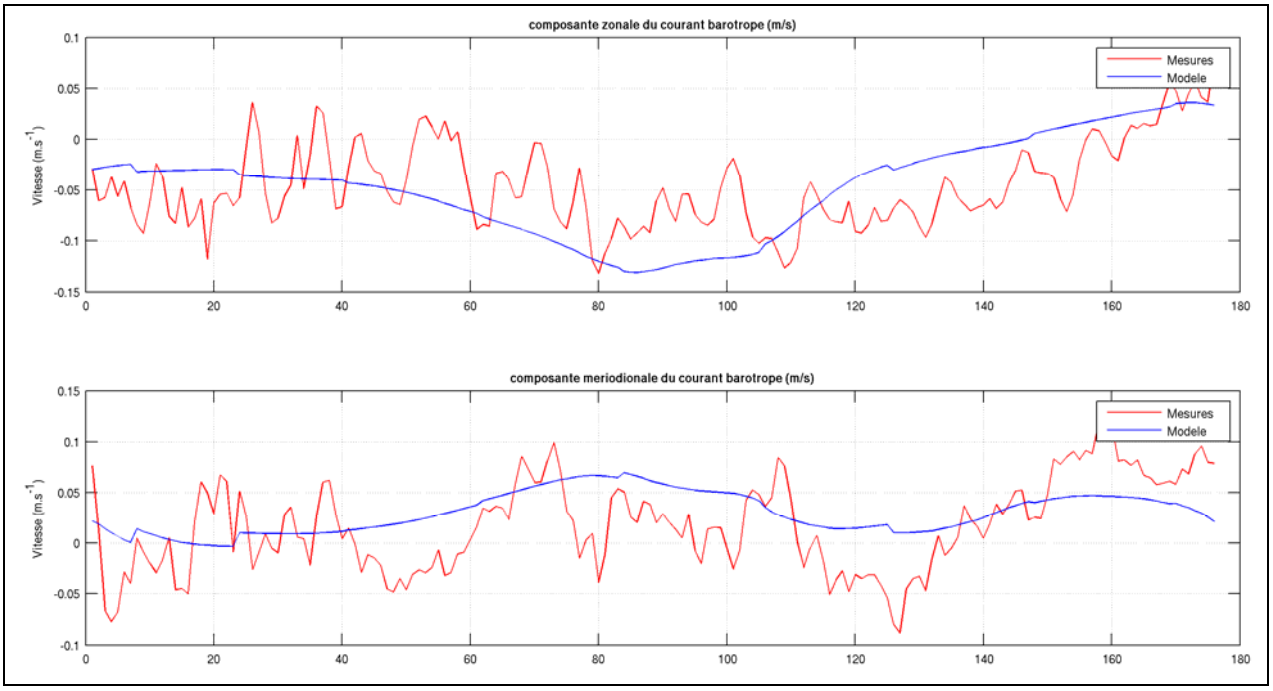



**Figure 11 :** Evolution de la composante longitudinale (U) et méridionale (V) du courant barotrope mesuré par sonde ADCP et calculé par le modèle MARS3D – **Radiale n°11**