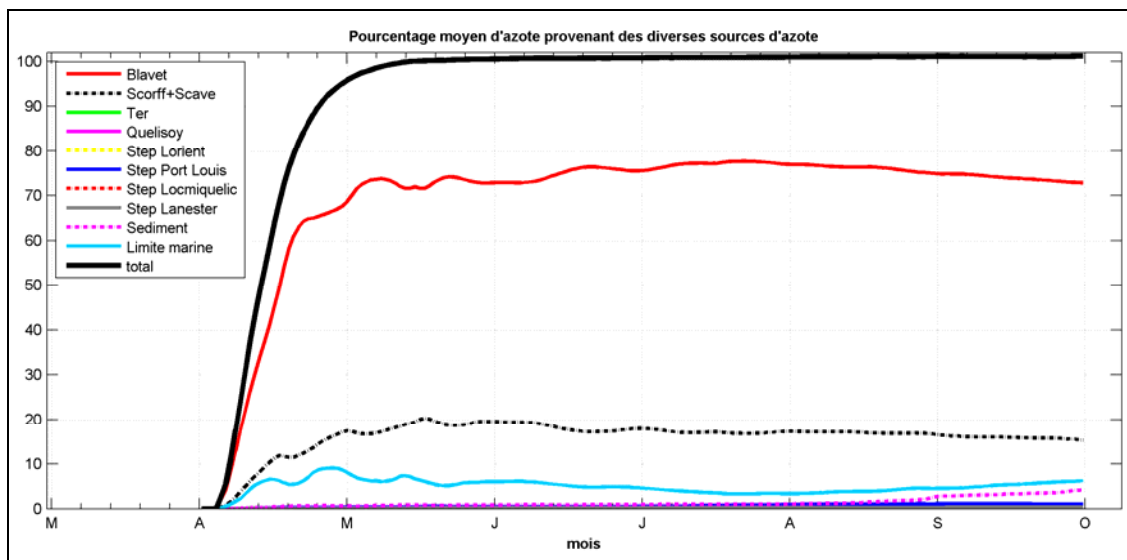


Programme d'intervention du CEVA  
en faveur de l'action régionale et interdépartementale  
pour la maîtrise des phénomènes de marées vertes

CIMAV 2010

RAPPORT SUR LE PROJET 5

APPLICATION DU MODELE ECOLOGIQUE TRI-DIMENSIONNEL  
MARS-ULVES A LA DETERMINATION DES OBJECTIFS DE QUALITE  
NITRATES/ULVES EN MILIEU VASEUX (SITE DU BLAVET)



ANNEE 2010



# SOMMAIRE

<b>1- INTRODUCTION .....</b>	<b>3</b>
<b>1.1- RAPPELS DES OBJECTIFS .....</b>	<b>3</b>
<b>2- LE MODELE DE L'ESTUAIRE DU BLAVET .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1- MISE EN PLACE DU MODELE MARS 3D SUR LE SITE VASEUX DE L'ESTUAIRE DU BLAVET ET COUPLAGE DU MODULE BIOLOGIQUE AU MODELE HYDRODYNAMIQUE.....</b>	<b>4</b>
<b>2.2- ACQUISITION DES DONNEES NECESSAIRES AU FORÇAGE DU MODELE ECOLOGIQUE.....</b>	<b>4</b>
<b>3- EXPLOITATION DU MODELE ECOLOGIQUE MARS3D-ULVES.....</b>	<b>5</b>
<b>3.1- RESULTAT DE LA CALIBRATION SUR L'ANNEE 2009 .....</b>	<b>5</b>
<b>3.2- COMPARAISONS 2D-3D DES TENEURS EN NO3 .....</b>	<b>9</b>
<b>3.3- FRACTION DE L'AZOTE CONTENU DANS LES ULVES DE L'ESTUAIRE DU BLAVET INCLUANT L'AZOTE DISSOUS RELARGUE PAR LE SEDIMENT .....</b>	<b>12</b>
<b>3.4- SIMULATION DES SCENARIOS DE REDUCTION DES APPORTS EN AZOTE DISSOUS.....</b>	<b>14</b>
3.4.1- Description des scénarios utilisés.....	14
3.4.2- Analyse et choix de la valeur du paramètre de pondération de la vitesse de pompage en azote et phosphore pour la fourniture des résultats d'abattelements sur 2009.....	14
<b>4- CONCLUSION .....</b>	<b>18</b>
<b>5- REFERENCES .....</b>	<b>19</b>

## FIGURES

Figure 1 : Evolution de la biomasse totale en tonnes de poids humide en rade de Lorient simulée par MARS3D-Ulves sur les vasières de Quélisoy, de Port Louis et de Locmiquelic. Mesures surfaciques exprimées en ha équivalent 100%.....	5
Figure 2 : Localisation des points fixes en rade de Lorient situés sur les vasières du Quélisoy, de Port Louis et de Locmiquelic.....	6
Figure 3 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves du quota en azote en 4 points fixes (cf. localisation en Figure 4) et comparaison avec les mesures intertidales réalisées en 2009 à Port Louis .....	6
Figure 5 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves du quota en phosphore aux 4 points fixes et comparaison avec des mesures intertidales réalisées en 2009 sur la vasière du Quélisoy .....	6
Figure 6 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves à 12h00 T.U. de chaque jour de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur aux points fixes 2 et 3. La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore .....	7
Figure 7 : Cartographie de la biomasse en dépôt (figure de gauche) et du quota en azote calculés par le modèle au 09 juillet 2009.....	7
Figure 8 : Evolution calculée du taux de croissance instantané (en bleu) et journalier relatif (en rouge) au point fixe 1.....	8
Figure 9 : Localisation des 4 points fixes en rade de Lorient.....	10
Figure 10 : Evolution du nitrate dissous calculée par le modèle 2D (courbe rouge) et le modèle 3D (courbe noire) aux points fixes 1, 2, 3 et 4 localisés en rade de Lorient.....	11
Figure 11 : Evolution saisonnière de l'origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la Rade de Lorient.....	12
Figure 12 : Origine de l'azote contenu dans les ulves sur l'ensemble de la rade de Lorient (a) et spécifiquement sur la vasière du Quélisoy (b), de Port-Louis (c) et de Locmiquélic (d) (moyenne de mai à septembre).....	13
Figure 13 : Evolution simulée en année 1 de la biomasse en algues vertes en fonction du paramètre de pondération du pompage en azote et phosphore des ulves. Limitation des rejets terrigènes en azote dissous à 5 mg/l (a) ; 10 mg/l (b) et 15 mg/l (c).....	17

## TABLEAUX

Tableau 1 : Teneurs moyennes en nitrate estimées d'avril à septembre 2009 en 4 points fixes de la rade de Lorient avec les versions 3D et 2D du modèle MARS .....	10
Tableau 2 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2009 en rade de Lorient en fonction du facteur de pondération de la vitesse de pompage des ulves ( <i>Ponder_NP</i> ).....	16

## ANNEXES

Annexe 1 : Description du modèle écologique MARS3D-Ulves développé en rade de Lorient .....	22
---	----

## Projet 5

# **Application du modèle écologique tri-dimensionnel MARS-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves en milieu vaseux (site du Blavet)**

## **1- INTRODUCTION**

### **1.1- Rappels des objectifs**

La définition de plans de maîtrise des flux de sels nutritifs pénétrant dans les masses d'eaux de transition dégradées par le développement excessif de blooms macroalgues à ulves et entéromorphes passe par la détermination d'objectifs de qualité à l'exutoire des principaux cours d'eau alimentant les vasières (approche déjà pratiquée pour les sites sableux ouverts à marée verte du littoral breton).

Suite à l'action déployée en 2008 et 2009 dans le cadre du programme 5 concernant le traçage de l'azote conservatif au moyen du modèle hydrodynamique Mars 2D dans l'estuaire du Blavet et du Trieux puis de l'application du modèle Mars-Ulve sur le Blavet, le Ceva propose d'exploiter le modèle écologique Mars-Ulves dans sa version tri-dimensionnelle sur le site vaseux du Blavet déjà opéré en 2009 en 2D. Le recours à un modèle 3D dont la question se posait déjà sur les sites ouverts s'impose d'autant plus sur les sites vaseux en raison d'une forte dessalure créée par les apports importants d'eaux douces (apparition d'un gradient vertical de concentration en azote dissous induisant a priori un environnement nutritionnel moins favorable pour les ulves en dépôt sur les banquettes vaseuses au bas de la colonne d'eau). La prise en compte au moyen du modèle 3D de plusieurs niveaux sur la verticale doit permettre également une meilleure prise en compte du relargage sédimentaire s'établissant au niveau de la couche de fond (possibilité aussi de coupler le modèle sédimentaire développé par Ifremer).

Dans le cadre de cette étude, il s'agit au moyen du modèle Mars3D-Ulves de chiffrer la contribution relative des apports des divers cours d'eau à l'alimentation de la marée verte au moyen de la technique des traceurs et d'estimer l'impact de divers scénarios de réduction de ces apports sur la production en ulves afin de dégager des recommandations opérationnelles dans le cadre de la DCE.

## **2- LE MODELE DE L'ESTUAIRE DU BLAVET**

### **2.1- Mise en place du modèle MARS 3D sur le site vaseux de l'estuaire du Blavet 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 ( $N-NO_3^-$ ) et ammonium ( $N-NH_4^+$ ), la forme nitrite étant négligée,
- le phosphore minéral dissous dans l'eau ( $P-PO_4^{3-}$ )
- 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 ( $N-NO_3^-$ ) et ammonium ( $N-NH_4^+$ ), 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 ( $NO_3$ ,  $NH_4$  et  $PO_4$  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 du modèle écologique**

Les données météorologiques utilisées dans le modèle proviennent de données de Météo France pour chacune des années simulées. Les données collectées concernent : vitesse et direction du vent, température de l'air, nébulosité, humidité de l'air, pression atmosphérique et insolation.

Les données de flux des rivières et des stations d'épuration (débit, concentrations en nitrate, ammonium et phosphate dissous) sont ceux utilisés dans le cadre du rapport Cimav 2009. S'agissant des limites marines du modèle (frontières sud et ouest), les séries de forçage en température, salinité et sels nutritifs proviennent des données Estacade du réseau SOMLIT.

### 3- EXPLOITATION DU MODELE ECOLOGIQUE MARS3D-ULVES

#### 3.1- Résultat de la calibration sur l'année 2009

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 P5 2009. Les modifications apportées concernent :

- L'utilisation pour le forçage aux limites marines en  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ , température et salinité des données mesurées à Estacade (Réseau SOMLIT). Ces données de forçage ont été appliquées aux deux frontières ouvertes du modèle (sud et ouest). Les données de flux sont identiques à ceux utilisés dans le rapport CIMAV P5 2009.
- Relargage sédimentaire en  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  et  $\text{PO}_4$  uniquement sur le secteur des trois vasières étudiées avec arrêt du relargage en deçà de l'isobathe +1 mètre par rapport au zéro SHOM.
- La modification pour l'azote et le phosphore de la vitesse maximale d'absorption et de la constante de demi-saturation des ulves. Pour l'azote, les modifications apportées rendent les séries temporelles plus cohérentes vis-à-vis des gammes de valeurs rencontrées dans la littérature. S'agissant du phosphore, les valeurs utilisées représentent une moyenne des mesures issues de la littérature et sont désormais considérées comme constantes dans le temps :  $V_{\max}(\text{P})=17.2 \mu\text{mol.g}^{-1}(\text{Dw}).\text{h}^{-1}$  ;  $K_{\text{ulva}}(\text{P})=2.8 \mu\text{mol.l}^{-1}$ ,
- Départ des simulations au 15 mars de l'année simulée et début de la biologie au 01 avril. Ce spin-up de 15 jours permet de débiter la biologie avec une situation stabilisée du point de vue des teneurs en sels nutritifs provenant des différents émissaires et des deux limites marines.

De la même façon que dans le rapport CIMAV P5 2009, une pondération de la capacité de pompage en azote et phosphore des ulves, fonction de l'évolution simulée des quotas en azote (QN) et phosphore (QP), a été introduite (cf § 3.4.2). Les résultats présentés ci-après utilisent le facteur de pondération 0.25.

Les figures 1 à 8 ci-dessous présentent les principaux résultats de l'étape de calibration/validation du modèle sur l'année météo-climatique 2009 : évolution de la biomasse totale, quota en azote et phosphore, taux de croissance moyen journalier, cartographie de la biomasse totale et du quota azoté au 08 juillet 2009. Les données de flux des rivières

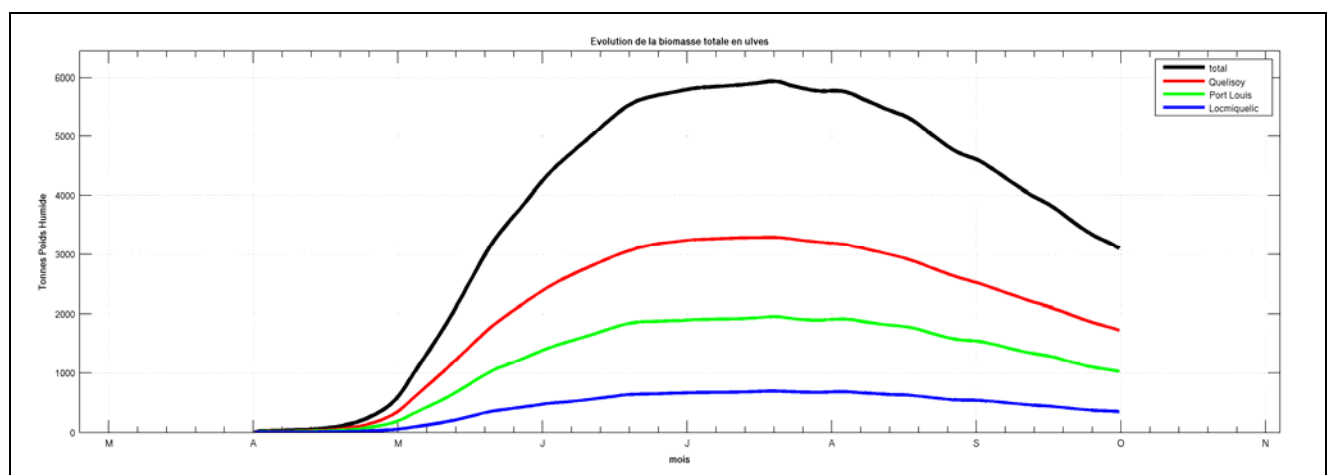


Figure 1 : Evolution de la biomasse totale en tonnes de poids humide en rade de Lorient simulée par MARS3D-Ulves sur les vasières de Quélisoy, de Port Louis et de Locmiquelic. Mesures surfaciques exprimées en ha équivalent 100%

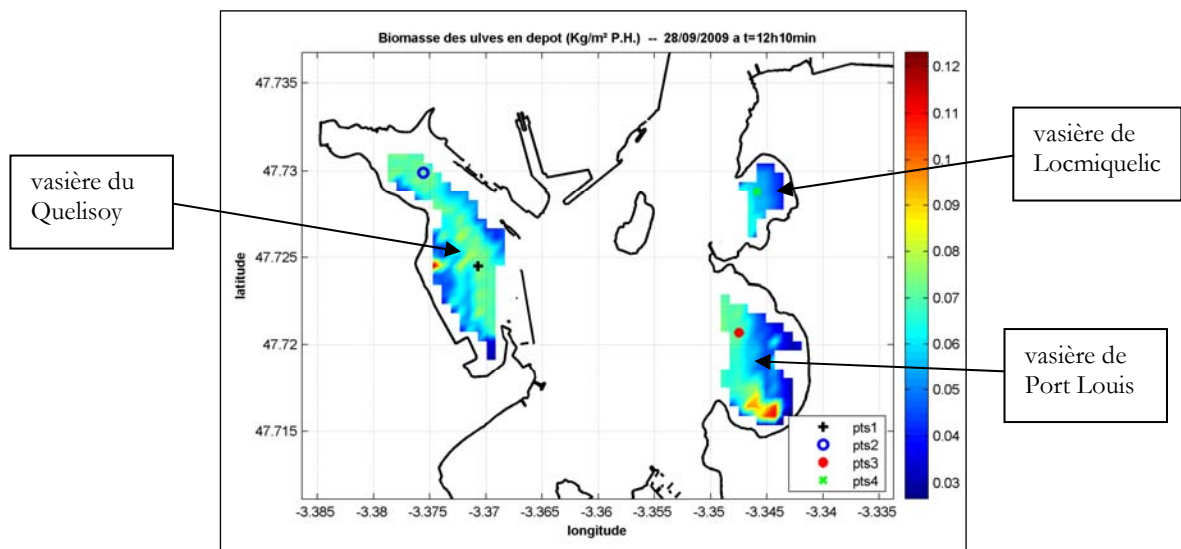


Figure 2 : Localisation des points fixes en rade de Lorient situés sur les vasières du Quélisoy, de Port Louis et de Locmiquelic

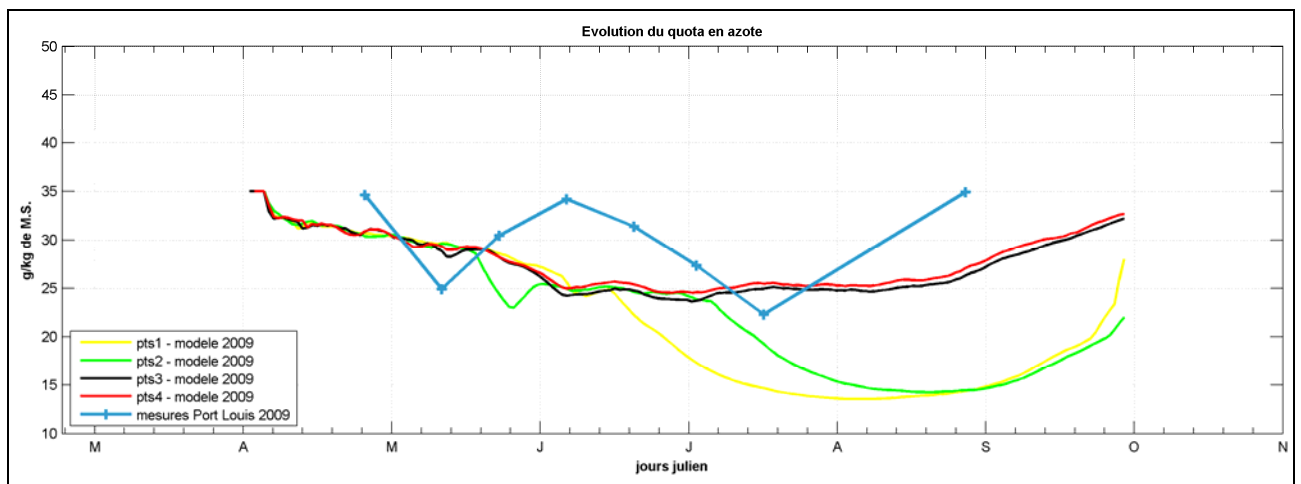


Figure 3 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves du quota en azote en 4 points fixes (cf. localisation en Figure 4) et comparaison avec les mesures intertidales réalisées en 2009 à Port Louis

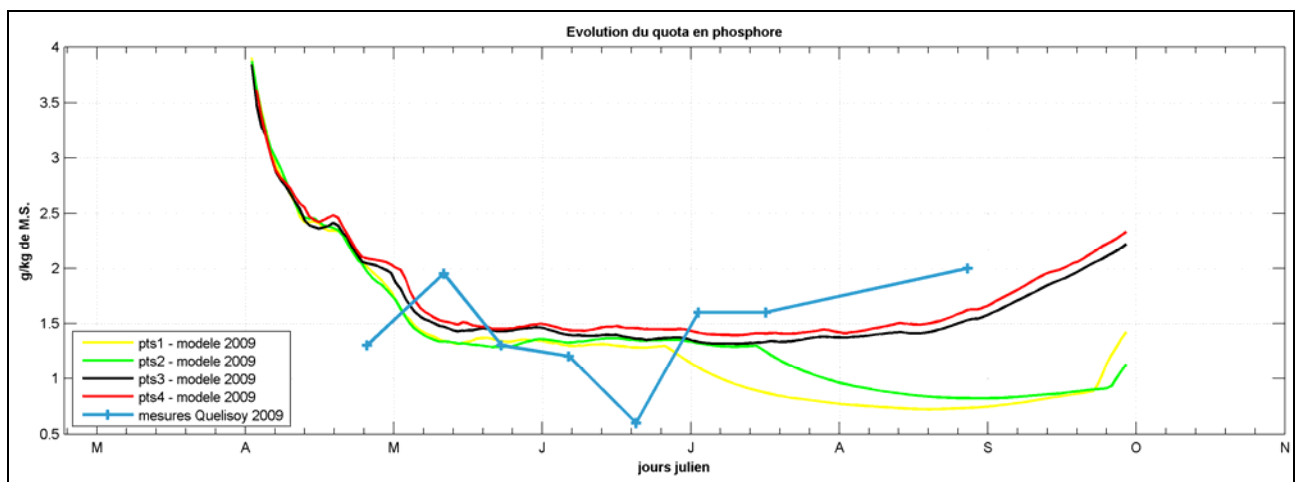


Figure 5 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves du quota en phosphore aux 4 points fixes et comparaison avec des mesures intertidales réalisées en 2009 sur la vasière du Quélisoy



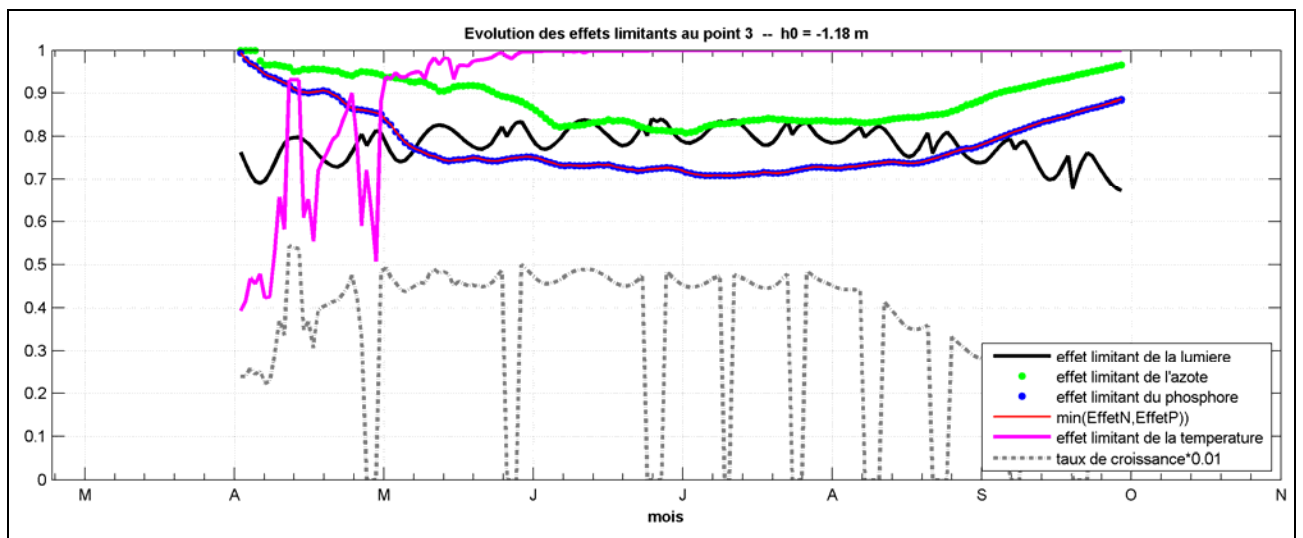
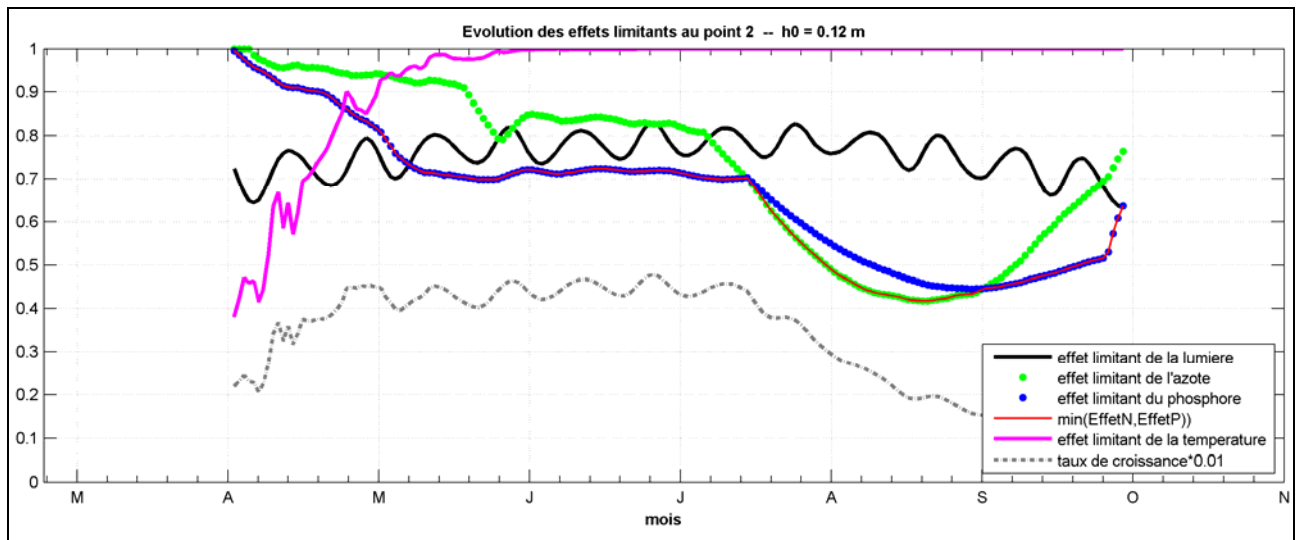


Figure 6 : Evolution calculée par MARS3D-Ulves à 12h00 T.U. de chaque jour de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur aux points fixes 2 et 3. La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore

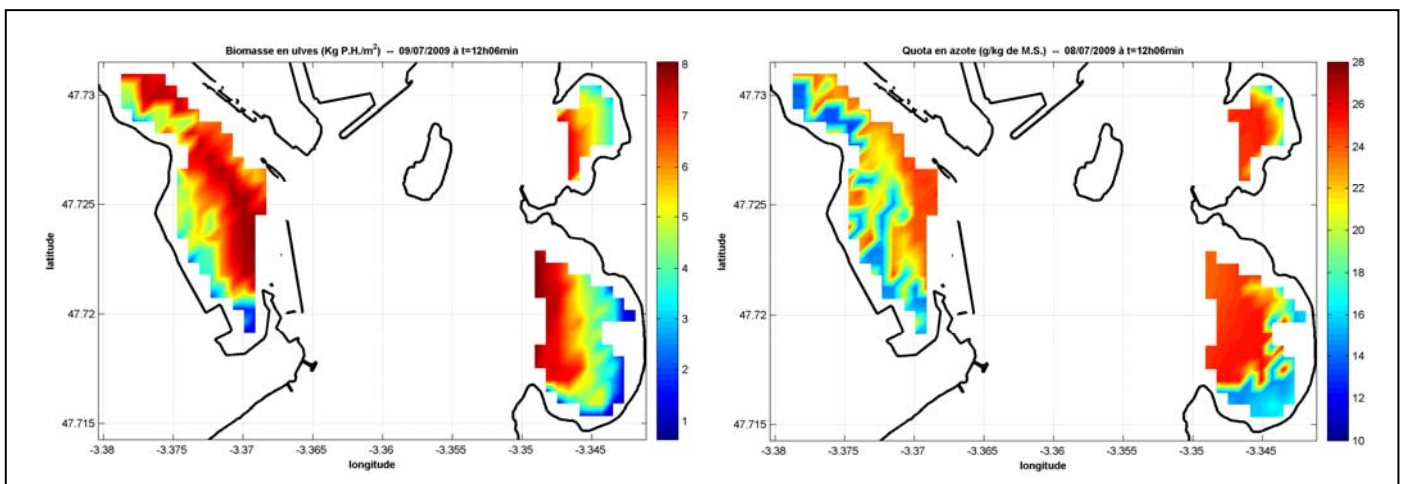


Figure 7 : Cartographie de la biomasse en dépôt (figure de gauche) et du quota en azote calculés par le modèle au 09 juillet 2009

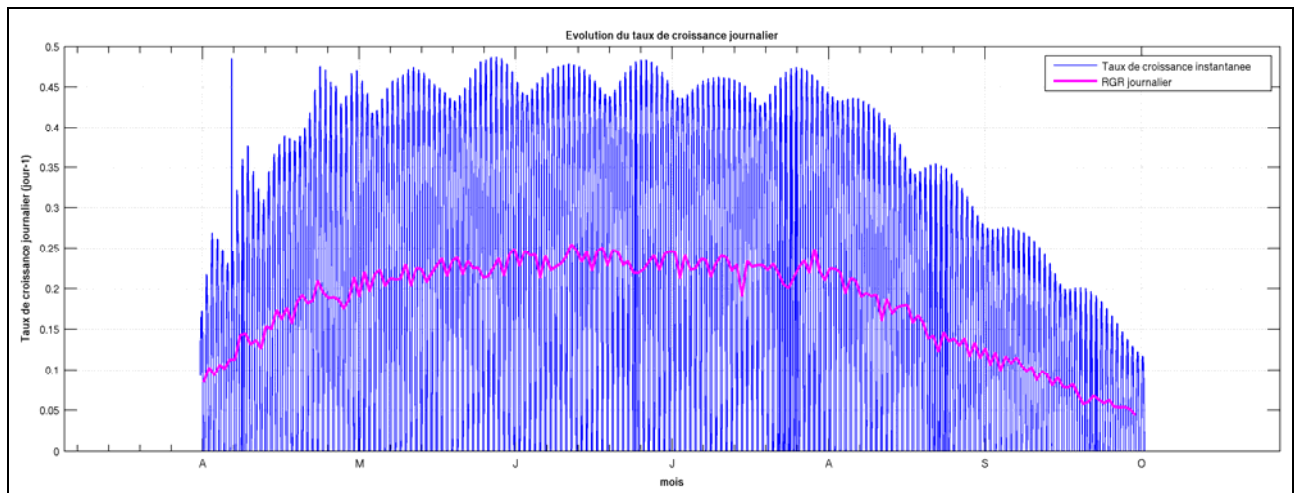


Figure 8 : Evolution calculée du taux de croissance instantané (en bleu) et journalier relatif (en rouge) au point fixe 1

L'étape de calibration du modèle MARS3D-Ulves sur l'estuaire du Blavet et sa comparaison avec les précédents résultats obtenus en 2D montre :

- Un décalage de plus d'un mois au niveau du pic de biomasse qui se situait autour de la dernière semaine de juin en 2D contre début août pour le 3D. L'évolution de la biomasse totale obtenue en 3D apparaît plus cohérente avec les observations. Sur le plan quantitatif, les ordres de grandeurs sont proches de ceux obtenus en 2D et les mêmes conclusions peuvent être tirées que celles décrites dans le cadre du rapport CIMAV 2009. On précise que l'absence de données de mesures du stock total en ulves pour l'année 2009 rend difficile la validation du modèle vis-à-vis de la biomasse totale produite chacune des trois vasières.
- L'évolution du quota en azote estimés par le modèle 3D est proche des résultats obtenus en 2D et restent dans les gammes de valeurs mesurées en 2009 à Port Louis. La déplétion importante aux points fixes 1 et 2 localisés sur la vasière du Quélisoy est liée au facteur de pondération de la vitesse de pompage des ulves. S'agissant du quota en phosphore, la comparaison des résultats du modèle 3D avec les mesures intertidales réalisées en 2009 sur la vasière du Quélisoy s'avèrent cohérentes à l'exception du point mesuré mi-juin qui avoisine la valeur du quota de subsistance (0.5 kg/g M.S.). Etant donné que les quotas critiques en azote et phosphore ne sont jamais atteints sur l'ensemble de la simulation de référence, l'altération de la capacité de pompage des sels nutritifs par l'ulve est maximale.
- Une évolution assez différente des facteurs limitant avec les versions 2D et 3D pour l'azote et le phosphore. Cet écart s'explique à la fois par la différence des teneurs moyennes en sels nutritifs estimés au moyen des deux versions du modèle (cf. § 2.4.2) et les modifications apportées sur les constantes écophysiologicals de l'ulve en particulier pour l'azote. En 2D, si l'effet limitant de l'azote était marqué à partir du mois de juin, ce dernier est systématiquement dominé en 3D par l'effet limitant du phosphore. Toutefois sur l'ensemble de la saison de prolifération, les quotas en azote et phosphore mesurés ainsi que simulés sont toujours au-dessus des quotas critiques. Dans ce cas de figure, on ne peut donc pas parler de limitation pure par le phosphore sur la saison de développement de la marée verte. Il conviendrait plutôt d'affirmer que le phosphore est en meilleure position que l'azote pour ce qui est de la compétition vis-à-vis de l'effet limitant.
- Le taux de croissance journalier estimé par le modèle 3D est proche de celui estimé en 2D. Ces derniers respectent les gammes de valeurs mesurées par le Ceva sur des systèmes ouverts (baies de Lannion et de St Brieuc) et sont en accord avec ceux mesurés par Barr (2007).

L'étape de calibration a permis de mettre en évidence que :

- Le modèle MARS3D-Ulves reproduit correctement l'évolution des quotas azotés et phosphorés mesurés en 2009
- L'évolution qualitative de la biomasse totale est plus cohérente que celle obtenue en 2D avec un pic de biomasse plus tardif
- Le système de la rade de Lorient forme un système fortement eutrophe dans la mesure où le modèle et les mesures ne font apparaître aucune limitation de la croissance par l'azote et phosphore (quotas azotés et phosphorés au-dessus des seuils critiques sur l'ensemble de la saison)
- Les valeurs de taux de croissance calculés par le modèle sont en accord avec les valeurs de la littérature

### 3.2- Comparaisons 2D-3D des teneurs en NO<sub>3</sub>

La Figure 10 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 2009 à raison d'une sortie par jour (autour de 190 sorties au total). Les teneurs estimées en 3D correspondent à la couche de fond et à la couche de surface. Le Tableau 1 propose une synthèse des teneurs moyennes en nitrate estimées en 4 points fixes de la rade de Lorient (cf. localisation des 4 points fixes sur la Figure 9).

S'agissant de la couche de fond qui correspond à la couche où se développent les algues vertes, les teneurs simulées avec le modèle 3D sont inférieures de plus d'un facteur 3 aux teneurs estimées avec le modèle 2D. Un gradient important entre la surface et le fond est simulée par le modèle 3D. D'un point de vue biologique, de tels écarts entre 2D et 3D ne seront pas sans impact dans l'exploitation du modèle ulve.

Comme décrit en baie de Lannion dans le cadre du rapport Cimav 2010 P2, plusieurs raisons expliquent les différences observées entre 2D et 3D. Outre la bien meilleure prise en compte des processus physiques de dispersion des sels nutritifs par le modèle 3D en comparaison du 2D, la forte stratification haline dû aux apports fluviaux importants par le Blavet et le « Scorff+Scave » en rade de Lorient joue également un rôle significatif dans les écarts observés entre 2D et 3D. Ces remarques montrent clairement l'intérêt de l'utilisation d'un modèle 3D dans des milieux stratifiés pour une meilleure représentativité des processus de transport/dilution des substances dissoutes.

Tableau 1 : Teneurs moyennes en nitrate estimées d'avril à septembre 2009 en 4 points fixes de la rade de Lorient avec les versions 3D et 2D du modèle MARS

numéro point fixe	NO3 ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ )		
	2D	3D couche de fond	3D couche de surface
1	107.59	25.62	52.50
2	121.71	41.77	73.11
3	91.77	28.59	52.80
4	73.91	24.58	43.64

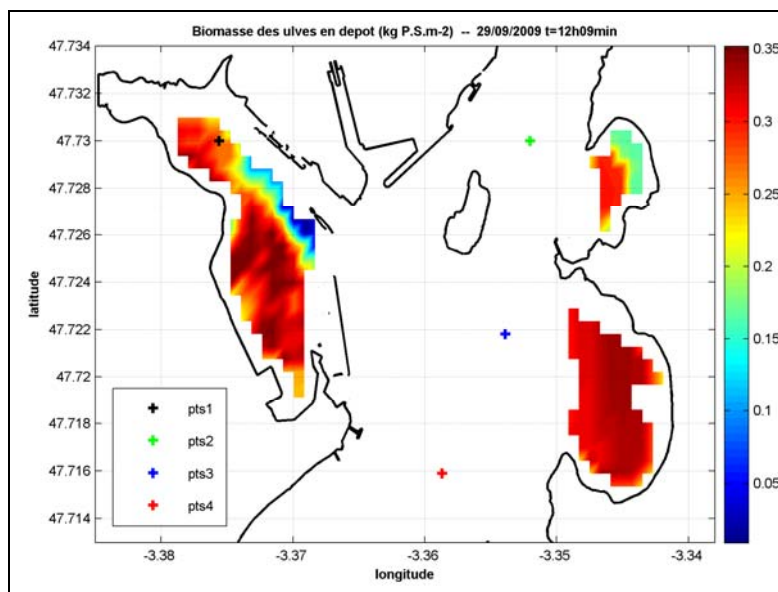
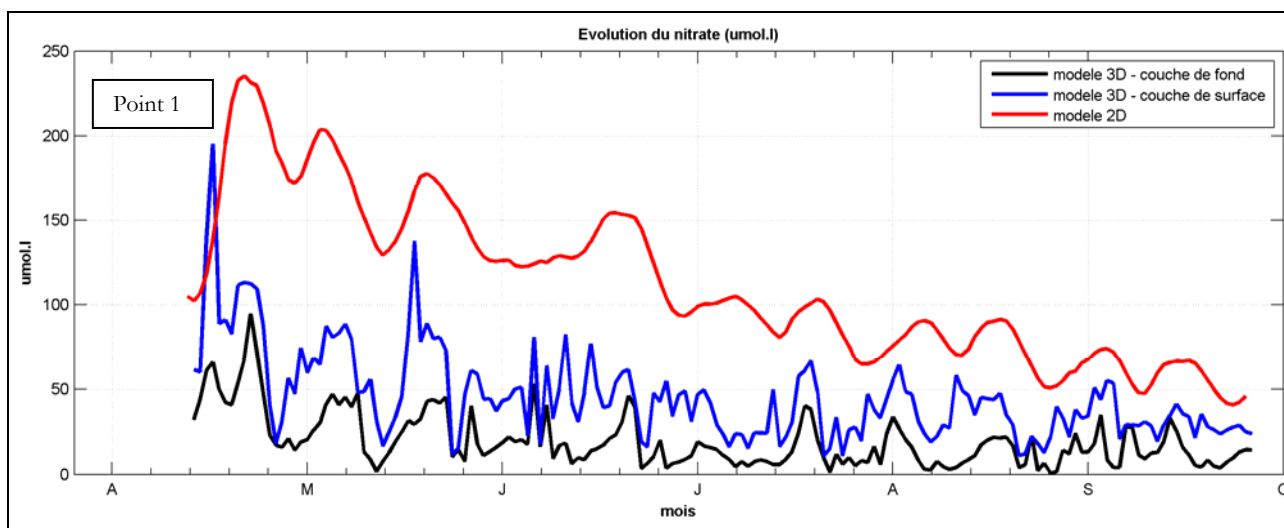


Figure 9 : Localisation des 4 points fixes en rade de Lorient



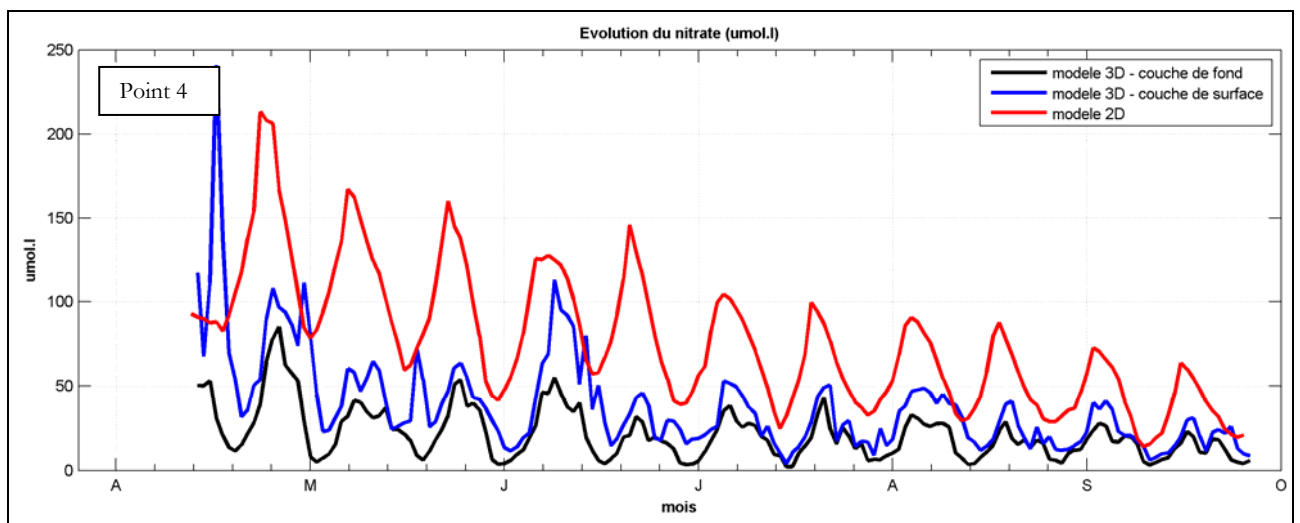
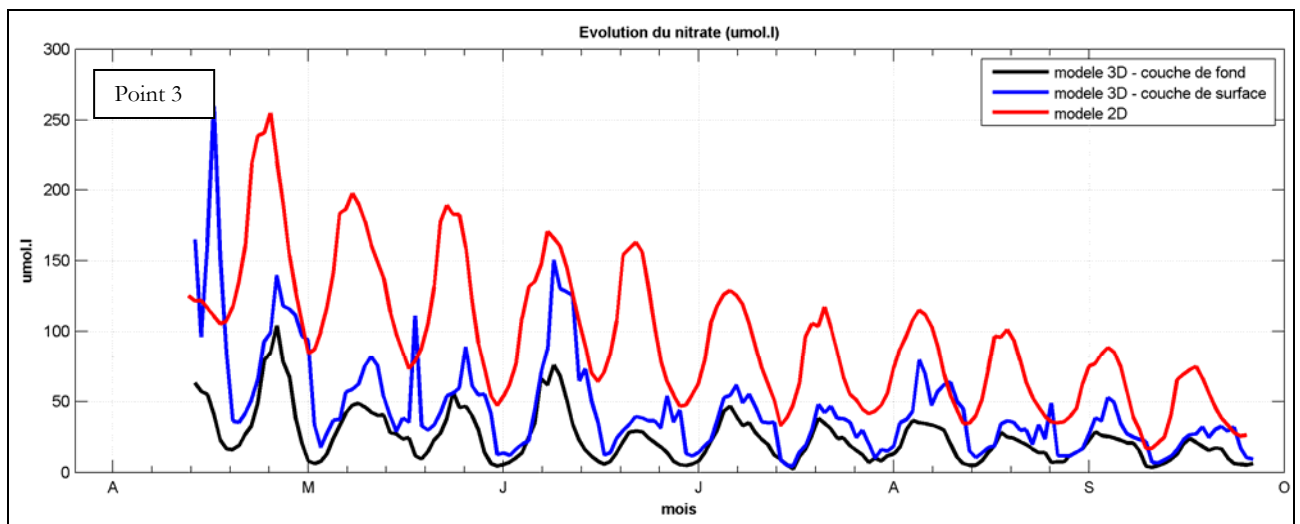
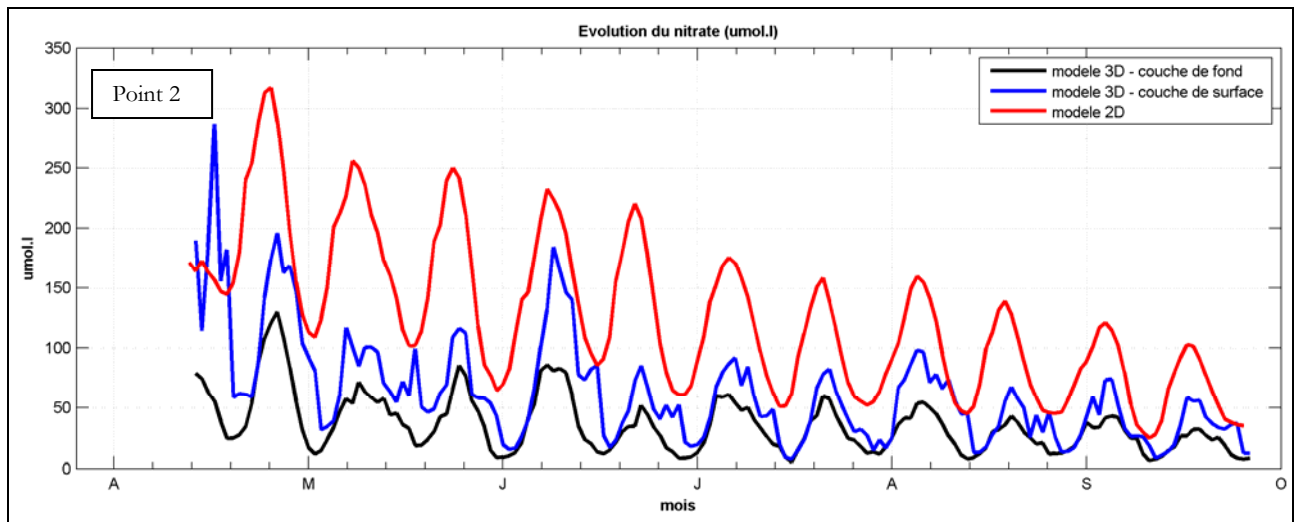


Figure 10 : Evolution du nitrate dissous calculée par le modèle 2D (courbe rouge) et le modèle 3D (courbe noire) aux points fixes 1, 2, 3 et 4 localisés en rade de Lorient

### 3.3- Fraction de l'azote contenu dans les ulves de l'estuaire du Blavet incluant l'azote dissous relargué par le sédiment

La contribution moyenne de mai à septembre 2009 de chacune des sources d'azote prise en compte dans le modèle MARS3D-Ulves est illustrée en Figure 12.

Sur l'ensemble de la rade de Lorient (Figure 12 a), la contribution des apports en azote du Blavet se renforce avec l'utilisation de la version 3D du modèle Ulve : 69 % en 3D contre 56 % en 2D. Le phénomène inverse est observé pour les apports provenant de la source « Scorff + Scave » : 17 % en 3D contre 27 % en 2D. Ces deux sources d'azote (Blavet et « Scorff + Scave ») fournissent l'essentiel de l'azote dissous nécessaire à la croissance algale en rade de Lorient puisqu'elles totalisent 86 % de l'azote contenue dans les tissus de l'ulve. Le troisième contributeur est représenté par la limite marine qui participe à hauteur de 6% des apports en azote (contre seulement 0.8 % en 2D). Vient ensuite la Step de Port Louis qui totalise 4 % des apports en azote dissous sur l'ensemble des trois vasières (2 % en 2D). Le modèle montre un recul important de l'azote provenant du relargage sédimentaire par rapport au 2D (1.2 % en 3D contre 9 % en 2D). La même remarque peut être appliquée à la rivière du Ter (0.3 % en 3D contre 3.4 % en 2D)

L'analyse de l'origine de l'azote pour la vasière du Quélisoy (Figure 11 b), de Port-Louis (Figure 11 c) et de Locmiquélic (Figure 11 d) fournit un diagnostic proche de celui décrit pour l'ensemble des trois vasières à savoir que les principales sources sont représentées par le Blavet, le « Scorff + Scave » et la limite marine. Le fait le plus marquant se situe au niveau de la vasière de Port Louis où l'on relève un renforcement sensible de la contribution de la Step de Port Louis avec une participation à hauteur de 10 %.

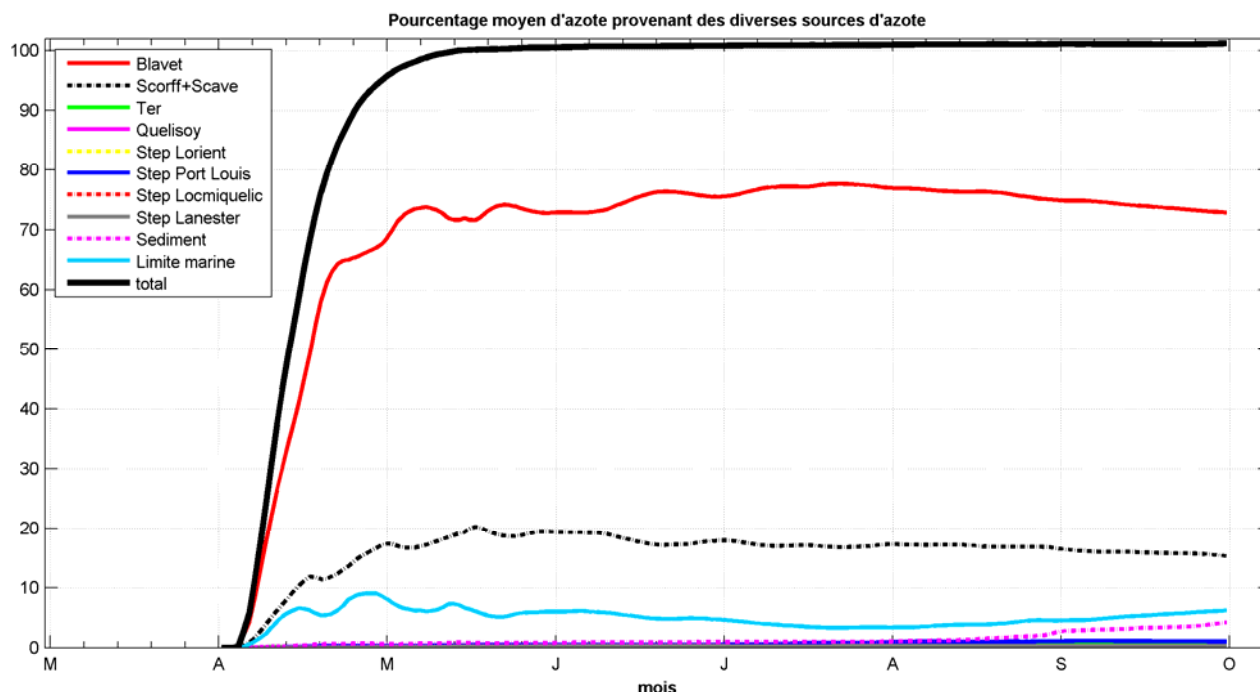


Figure 11 : Evolution saisonnière de l'origine calculée de l'azote contenu dans les ulves de la Rade de Lorient

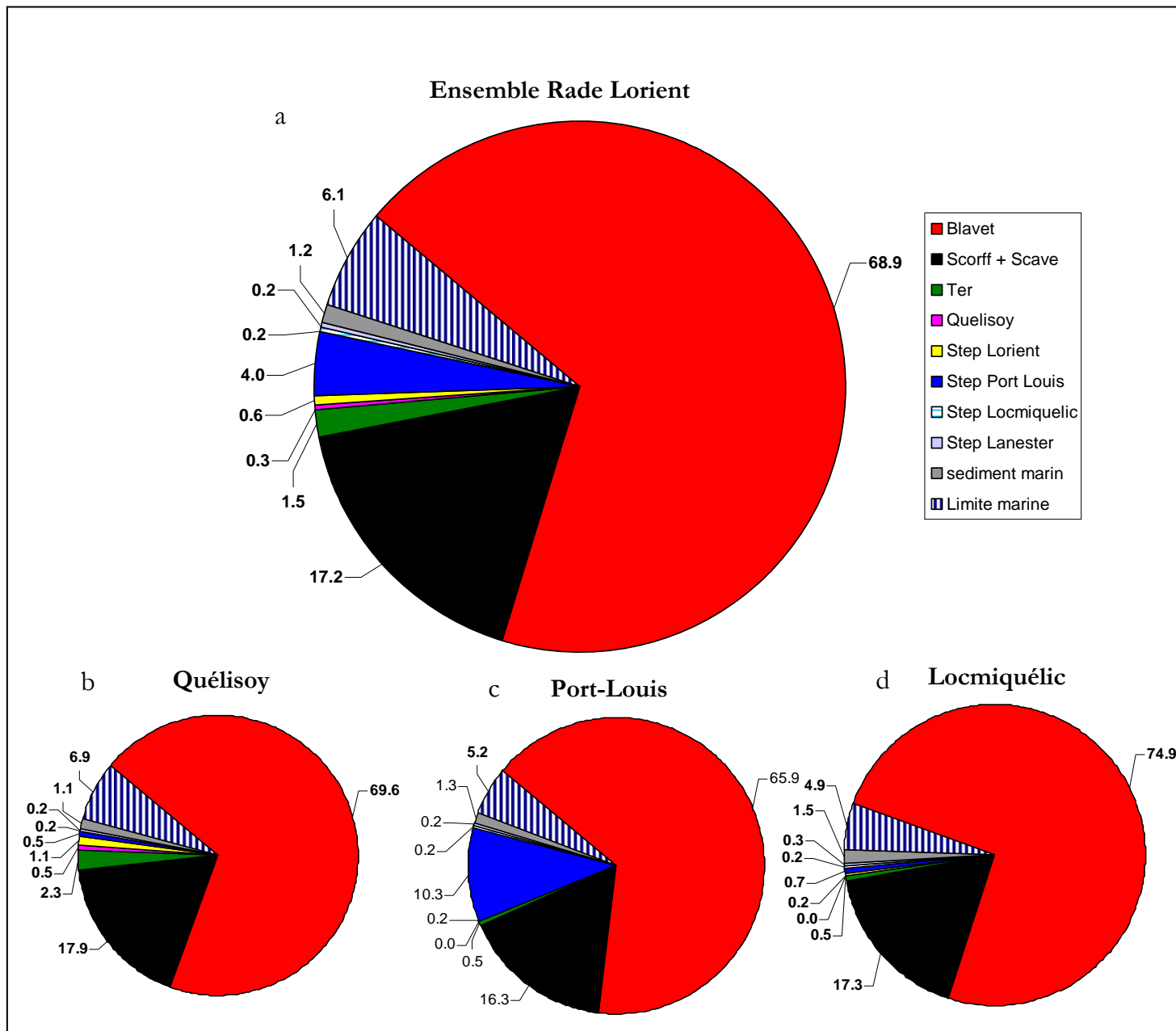


Figure 12 : Origine de l'azote contenu dans les ulves sur l'ensemble de la rade de Lorient (a) et spécifiquement sur la vasière du Quélisoy (b), de Port-Louis (c) et de Locmiquélic (d) (moyenne de mai à septembre)

### 3.4- Simulation des scénarios de réduction des apports en azote dissous

#### 3.4.1- Description des scénarios utilisés

Sur la base des données de flux estimés sur l'année météo-climatique de 2009, l'exploitation du modèle a consisté à évaluer l'impact d'une réduction des apports en azote inorganique dissous sur la biomasse totale produite en ulves. Pour ce faire, 4 scénarios ont été retenus et ont consisté à limiter simultanément les teneurs des rejets en azote à 5, 10 et 15 mg/l pour les rejets terrigènes (Blavet, Scorff, Scave, Ter, Quélisoy et les STEP de Port Louis, Lorient, Lanester et Locmiquelic). L'ensemble des scénarios ont été réalisés en prenant en compte un relargage en ammonium, nitrate et phosphore par le sédiment et en maintenant les apports aux limites marines aux niveaux actuels de la situation de référence.

#### 3.4.2- Analyse et choix de la valeur du paramètre de pondération de la vitesse de pompage en azote et phosphore pour la fourniture des résultats d'abattements sur 2009

En 2009, il avait été considéré que lorsque le quota en azote passait en dessous de son quota critique alors le pompage du phosphore était nul et inversement, l'hypothèse étant que l'énergie allouée au pompage soit consacrée préférentiellement à l'élément déficient.

A la suite du projet 3 du CIMAV 2009 (Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans la marée verte), il a été montré lors d'expérimentation en bassin extérieur d'1 m<sup>3</sup> qu'un appauvrissement du milieu en azote avait un impact sur le quota phosphoré qui diminuait de 20 à 30 % pour *Ulva rotundata* et *Ulvaria obscura*, respectivement (sur 6 jours d'expérimentation). Ces résultats confirment ceux obtenus par Bjornaster et Wheeler (1990) qui ont mis en évidence que le quota phosphoré d'*Ulva fenestrata* diminuait de 15 % lorsque celle-ci évolue dans un milieu appauvri en azote. A ces chiffres s'ajoute une décoloration importante des ulves constatée en fin d'expérimentation par le CEVA, traduisant une dégradation du système pigmentaire entraînant un fonctionnement physiologique moins performant des ulves. Cette chlorose a été également observée par Floreto et al. (1996) pour *Ulva pertusa* maintenu dans un milieu de culture appauvri en azote.

Lors du projet 3 du CIMAV 2009, seuls les quotas internes en phosphore avaient été dosés ce qui ne nous permet pas d'avoir de valeurs chiffrées sur l'impact d'un appauvrissement du milieu en phosphore sur le quota azoté. En revanche, l'analyse de l'aspect pigmentaire en fin d'expérience dans le milieu appauvri en phosphore avait montré une légère décoloration des ulves traduisant une diminution du fonctionnement physiologique. Ces observations ne sont pas en accord avec les résultats obtenus par Floreto et al. (1996) qui n'ont pas mis en évidence de dépigmentation pour *Ulva pertusa* dans un milieu appauvri en phosphore. De même Bjornaster et Wheeler (1990) ont montré que le quota azoté restait à son maximum lorsqu'*Ulva fenestrata* était dans un milieu appauvri en phosphore.

L'ensemble de ces données nous a amené à reconsidérer l'équation liée au pompage de l'azote et du phosphore par les ulves en attribuant des coefficients de pondération permettant d'affaiblir le pompage d'un élément lorsque l'autre est en dessous de son quota critique sans pour autant le stopper comme c'était le cas en 2009. Une évaluation de la sensibilité du pompage en fonction d'un nouveau paramètre « *Ponder\_NP* » qui permet de pondérer plus ou moins la vitesse de pompage en fonction de l'évolution des quotas simulés en azote et phosphore de l'ulve a été engagée. En tenant compte de ce nouveau paramètre, les quatre cas précédemment décrits deviennent (cf. détails techniques en annexe 1) :



1. Si ( $QN > QN_{\text{critique}}$  et  $QP > QP_{\text{critique}}$ ) alors pompage classique pour N et P
2. Si ( $QN \leq QN_{\text{critique}}$  et  $QP > QP_{\text{critique}}$ ) alors pompage classique pour N et pondération pour P d'un facteur constant ( $Ponder\_NP$ )
3. Si ( $QN > QN_{\text{critique}}$  et  $QP \leq QP_{\text{critique}}$ ) alors pompage classique pour P et pondération pour N d'un facteur constant ( $Ponder\_NP$ )
4. Si ( $QN \leq QN_{\text{critique}}$  et  $QP \leq QP_{\text{critique}}$ ) alors pondération renforcée pour N et P d'un facteur constant ( $0.5 * Ponder\_NP$ )

La différence essentielle avec la formulation antécédente (cf. § 2.4.1) réside dans l'introduction d'un facteur de pondération de la vitesse de pompage si l'un des deux quotas ou les deux à la fois sont au dessous des quotas critiques. L'introduction de cette pondération permet de lisser l'évolution de la vitesse de pompage en fonction des niveaux de quotas en excluant la condition de pompage nul si les deux quotas sont en deçà des quotas critiques. En effet, cette condition a priori excessive dans sa formulation introduit une rupture dans l'évolution des quotas en rendant impossible leur remontée dès lors que les deux quotas simulés sont en dessous des quotas critiques (l'ulve devient alors non productive et ne peut que se dégrader au cours du temps). Or, dans le milieu, une remontée des quotas d'une ulve dont la croissance est temporairement limitée par son contenu interne en azote et phosphore est possible. Cette nouvelle formulation est donc moins drastique que la précédente et semble mieux correspondre aux résultats obtenus par l'expérimentation.

Les valeurs testées pour le paramètre « *Ponder\_NP* » sont : 0 (correspond à la formulation CIMAV P5 09 décrite au § 2.4.1) ; 0.25 ; 0.50 et 0.75. Pour chacune de ces valeurs, le modèle a fait l'objet d'une exploitation sur 2 années dans la gamme de limitation 5, 10 et 15 mg/l ce qui représente un effort important en terme de nombre de simulations et de temps de calcul (24 simulations pour une durée moyenne de 14h00/simulation).

Le Tableau 2 fournit une synthèse de l'analyse de sensibilité du modèle au paramètre de pondération.

En ne prenant en compte que les données bibliographiques, le paramètre de pondération permettant d'atteindre une réduction de 30 % des quotas phosphorés dans des conditions d'appauvrissement du milieu en azote (simulation à 5 mg.l-1) est  $Ponder\_NP=0.50$ . Néanmoins, les données de la bibliographie ainsi que les données CEVA sont issues d'expérimentations courtes, de l'ordre d'une dizaine de jours et ne reflète pas forcément l'ensemble des stress physiologiques subits par les ulves sur l'ensemble d'une saison. Ainsi, il a été finalement choisi de conserver le paramètre de pondération  $Ponder\_NP=0.25$ .

Tableau 2 : Résultats des scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2009 en rade de Lorient en fonction du facteur de pondération de la vitesse de pompage des ulves (*Ponder\_NP*)

Scénarios	<i>Ponder_NP = 0</i>				<i>Ponder_NP = 0.25</i>			
	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic
Limitation de NO3 et NH4 à <b>5 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	86	85	89	83	65	65	67	62
Limitation de NO3 et NH4 à <b>10 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	30	34	34	3	24	27	25	4
Limitation de NO3 et NH4 à <b>15 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	1	0	1	1	3	4	3	3

Scénarios	<i>Ponder_NP = 0.5</i>				<i>Ponder_NP = 0.75</i>			
	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic
Limitation de NO3 et NH4 à <b>5 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	53	53	54	48	35	42	26	24
Limitation de NO3 et NH4 à <b>10 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	22	23	23	9	18	24	12	6
Limitation de NO3 et NH4 à <b>15 mg/l</b> sur l'ensemble des exutoires	7	6	8	6	7	10	2	2

Les résultats obtenus montrent, en termes d'abattement, une très forte sensibilité au paramètre de pondération. Pour la limitation à 5 mg/l, un rapport de 2.45 est constaté entre la pondération nulle et celle égale à 0.75. Sur l'ensemble des trois vasières et en particulier lorsque le facteur de pondération est considéré comme nul ou égal à 0.25, le modèle montre une chute drastique des abattements de l'ordre d'un facteur 3 entre les gammes de limitation 5 et 10 mg/l. Sur la vasière de Locmiquelic, ce phénomène se trouve très nettement accentué en raison de l'absence d'apports d'origines terrigènes sur cette vasière qui permettraient de relativiser ceux issus des deux principaux contributeurs que sont le Blavet et le « Scorff + Scave ». Le traçage de l'azote des ulves a en effet montré que cette vasière se trouve essentiellement sous l'influence de ces deux principales sources en azote à hauteur 93 % de mai à septembre. Or, la limitation des rejets terrigènes à 10 mg/l des rivières fournit en moyenne de mai à septembre 2009 au point fixe 1 proche de la vasière de Locmiquelic (cf. localisation sur la Figure 9) environ 16 µmol/l d'azote. Etant donné que le seuil de limitation de la croissance des ulves par la disponibilité en azote dissous dans le milieu se situe autour de 4 à 5 µmol/l (communication interne Ceva), les teneurs simulées dans le milieu sont bien au dessus des besoins nutritionnels des ulves. En ce même point fixe, la limitation des rejets à 5 mg/l fournit en moyenne 6 µmol/l d'azote dans le milieu si bien qu'on se rapproche du seuil de limitation de la croissance algale et ce qui permet d'expliquer l'écart important des abattements, en particulier pour la vasière de Locmiquelic, entre les gammes de limitation 5 et 10 mg/l.

Dans le cas d'une pondération nulle (valeur utilisée dans le rapport CIMAV 2009 au moyen du modèle MARS2D-ulves), une limitation des rejets en azote à 5 mg/l fournit 86 % d'abattement en 3D contre 70 % en 2D (cf. rapport CIMAV P5 2010) ; 30 % à 10 mg/l en 3D contre 45 % en 2D et seulement 1 % à 15 mg/l en 3D contre 24 % en 2D.

La limitation à 15 mg/l des rejets terrigènes montre une augmentation des abattements parallèlement à celui du paramètre de pondération. Cette évolution inversée par rapport aux résultats de limitation obtenus pour 5 et 10 mg/l s'explique par le fait qu'à 15 mg/l, les quotas en azote et phosphore des ulves sont rarement limitants au cours de la saison si bien que les conditions de pondération sur les vitesses de pompage sont plus rarement vérifiées. La Figure 13 décrit, au cours de la saison de développement de la marée verte, la sensibilité de la biomasse

totale au paramètre de pondération de la vitesse de pompage en azote et phosphore des ulves. L'évolution inversée des pourcentages d'abattements en fonction du paramètre de pondération est illustrée par comparaison entre les gammes de limitation 5 et 15 mg/l (figures a et c) ou 10 et 15 mg/l (figures b et c).

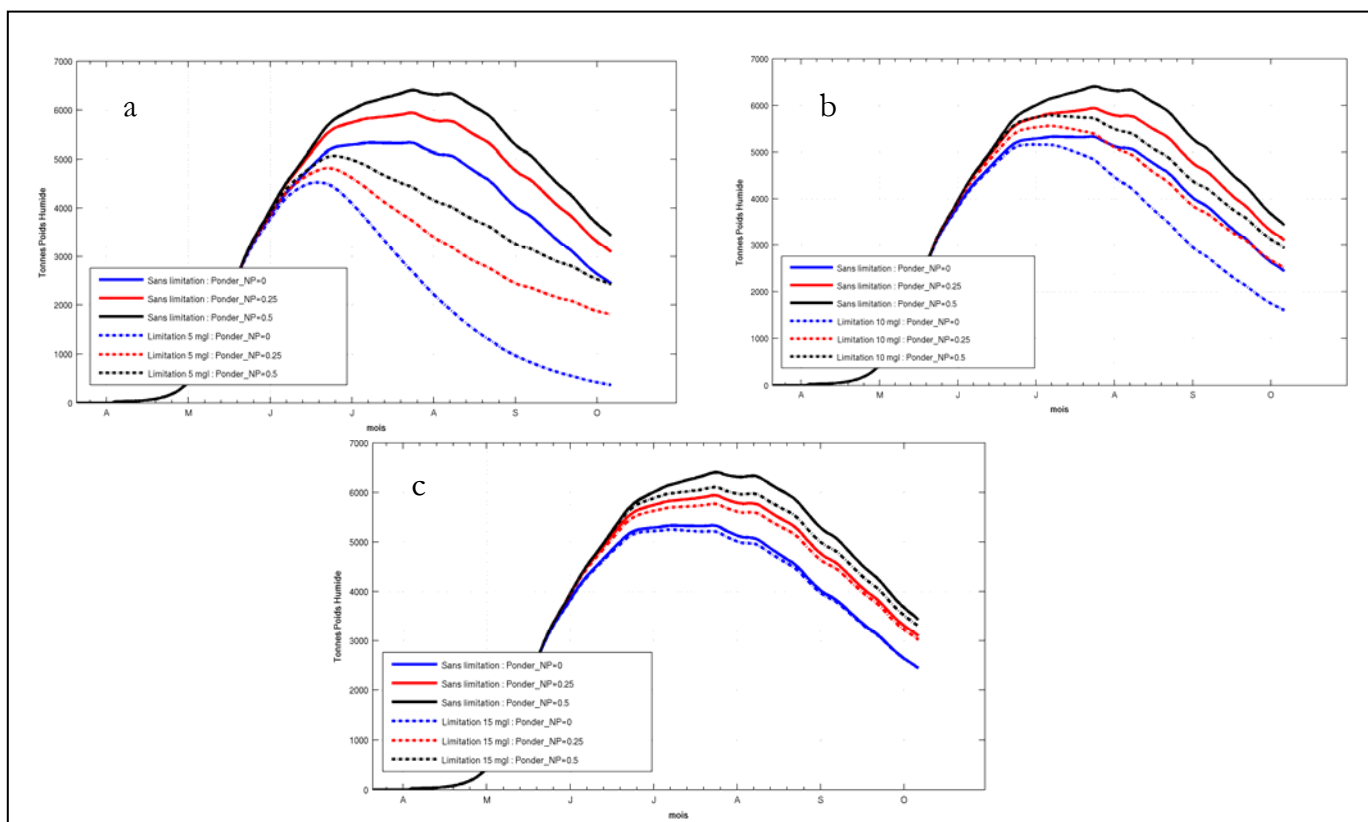


Figure 13 : Evolution simulée en année 1 de la biomasse en algues vertes en fonction du paramètre de pondération du pompage en azote et phosphore des ulves. Limitation des rejets terrigènes en azote dissous à 5 mg/l (a) ; 10 mg/l (b) et 15 mg/l (c)

## 4- CONCLUSION

Sur la base de l'année météo-climatique 2009 et au moyen du modèle MARS3D-Ulves implanté en rade de Lorient, l'étude de la responsabilité des différentes sources d'azote à l'alimentation en azote des ulves des vasières de Quélisoy, Port Louis et Locmiquelic confirment logiquement par rapport aux précédents résultats obtenus en 2D le rôle prépondérant joué par le Blavet (69 %) et le « Scorff + Scave » (17 %) sur la période de production des ulves de mai à septembre. Ces trois émissaires constituent donc l'essentiel des apports azotés nécessaires à la croissance des ulves (86 % au total). La limite marine participe à hauteur de 6% suivi par la Step de Port Louis (4 % sur l'ensemble des trois vasières et plus de 10 % sur la vasière de Port Louis). L'azote provenant du relargage sédimentaire reste à un faible niveau de participation sur l'ensemble de la saison (légèrement supérieur à 1 %). Les autres sources (rivières du Ter et de Quélisoy, STEPs de Lorient, Locmiquelic et Lanester) peuvent être considérées comme négligeables dans l'enrichissement en azote dissous des ulves.

La forte stratification haline décrite en rade de Lorient par le modèle MARS3D et son impact dans l'évolution des teneurs en sels nutritifs provenant des rejets terrigènes contraste fortement avec les résultats issus du modèle 2D (teneurs moyennes en nitrate inférieures de plus d'un facteur 3 par rapport à celles estimées en 2D sur la période de développement des ulves). Cette analyse confirme l'intérêt et le besoin d'une modélisation tri-dimensionnelle dans des milieux stratifiés.

L'étape de validation du modèle biologique, effectuée sur l'année hydrologique 2009, a reposé sur la comparaison des quotas en azote et phosphore simulés avec ceux mesurés. Une meilleure cohérence entre les mesures et le modèle est observée par rapport aux résultats déjà obtenus en 2D avec globalement un quota en azote simulé plus élevé que celui en 2D et inversement pour le quota phosphoré. Si le modèle ne montre aucune limitation par l'azote et le phosphore sur l'ensemble de la saison de prolifération, le phosphore apparaît cependant en meilleure position que l'azote pour ce qui est de la compétition vis-à-vis de l'effet limitant (phénomène de co-limitation par l'azote et le phosphore sur les vasières). Cette considération a obligé, dans le cadre des scénarios de réduction des teneurs en azote des rivières, à améliorer au niveau du modèle biologique la formulation du pompage en azote et phosphore des ulves lorsqu'un des deux quotas (ou les deux à fois) passe en deçà du quota critique. Des tests ont été opérés en faisant varier le paramètre de pondération du pompage en azote et phosphore et la valeur de pondération la plus probable, sur la base de données bibliographiques et de celles acquises dans le cadre du projet 3 CIMAV 2010, a été retenue pour la fourniture des résultats d'abattements.

En termes d'objectifs de qualité de l'eau et sur la base de l'année météo-climatique 2009, il paraît raisonnable de conclure à un objectif de réduction des teneurs des apports terrigènes entre 5 à 10 mg/l (principalement sur les rivières du Blavet et du « Scorff + Scave »).

En plus de la configuration semi-fermée de la rade de Lorient, cette dernière est exposée à des flux terrigènes particulièrement importants provenant du Blavet et dans une moindre mesure du « Scorff + Scave ». Ces particularités expliquent les faibles niveaux de limitation en azote inorganique dissous qu'il conviendrait d'atteindre pour lutter efficacement contre la marée verte se développant dans l'estuaire du Blavet.

## 5- REFERENCES

- Barr N.G. 2007. Aspects of nitrogen metabolism in the green alga *Ulva* ; Developing an indicator of seawater nitrogen loading. Thèse de doctorat, University of Auckland, 219 p.
- 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 rade de Lorient

---



# DESCRIPTION DU MODELE ECOLOGIQUE MARS-ULVE DEVEOPPE EN RADE DE LORIENT

## 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 (NO<sub>3</sub>) et ammonium (NH<sub>4</sub>), 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 <sub>1</sub>	ammonium	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X <sub>2</sub>	nitrate	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X <sub>3</sub>	phosphate	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X <sub>4</sub>	azote détritique	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X <sub>5</sub>	phosphore détritique	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X <sub>6</sub>	azote des ulves en dépôt	particulaire	$\text{g.m}^{-2}$
X <sub>7</sub>	phosphore des ulves en dépôt	particulaire	$\text{g.m}^{-2}$
X <sub>8</sub>	biomasse des ulves en dépôt	particulaire	$\text{kg.m}^{-2}$ (poids sec)

Tableau 1 : Définitions et unités des variables d'états

## 1.2. Les processus modélisés

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

### La croissance des ulves

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 :

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

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

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 :

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

**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 :

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

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)

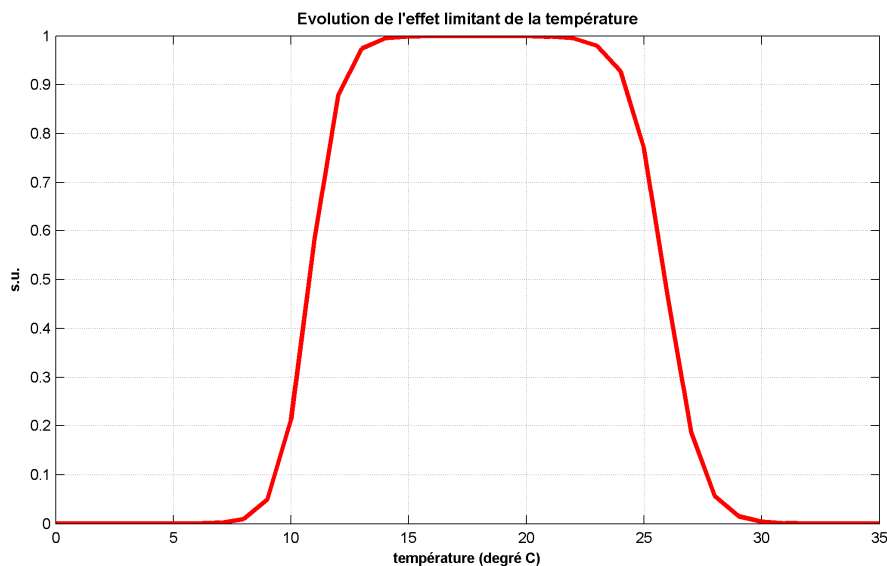


Figure 1 : Evolution de l'effet limitant de la température

## Effet de la lumière

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

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

avec :

$$\left\{ \begin{array}{l} I_{optulva} : \text{intensité lumineuse optimale pour la croissance des ulves (W/m}^2\text{)} \\ I_z : \text{intensité lumineuse à la profondeur } z \text{ (W/m}^2\text{)} \\ I_{surf} : \text{intensité lumineuse en surface (W/m}^2\text{)} \end{array} \right.$$

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 matière en suspension (M.E.S) dans la colonne d'eau, une climatologie provenant d'une moyenne des valeurs du capteur SeaWiifs a été retenue. Cette climatologie fournit deux valeurs par mois.

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

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

S'agissant du phénomène d'auto-ombrage, on considère dans le modèle que seule la couche d'ulves superficielle éclairée pousse avec les paramètres physiologiques des ulves. Au-delà d'un dépôt d'ulve correspondant à un maximum de biomasse  $b_{surf\ulva}$ , 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 relation suivante :

$$P_{ulvesurface} = \frac{\min(b_{surf\ulva}, X_{11})}{X_{11}}$$

## 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) :

$$f_{NPulva} = \frac{\frac{q_{Nut} - q_{\min Nut}}{q_{Nut}}}{\frac{q_{\max Nut} - q_{\min Nut}}{q_{\max Nut}}} \quad \text{avec} \quad \begin{cases} q_{Nut} : \text{quota en sel nutritif considéré dans l'ulve} \\ q_{\min Nut} \text{ et } q_{\max Nut} : \text{quota minimum et maximum en sel nutritif} \end{cases}$$

Le quota en azote et phosphore de l'ulve est donné par :

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

$$\text{et :} \quad f_{NPulvadep} = \min(f_{Nulvadep}, f_{Pulvadep})$$

La vitesse d'absorption des ulves 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 :

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

Une pondération (terme constant égale à  $Ponder_{NP}$ ) de la vitesse maximale d'absorption des nutriments en fonction du niveau de quota en azote et phosphore a été utilisée. Quatre cas se présentent :

- 1- ( $q_{Nulvadep} > q_{Ncritique}$  et  $q_{Pulvadep} > q_{Pcritique}$ ) alors  $V_{Nulvadep}$  et  $V_{Pulvadep}$  inchangés
- 2- ( $q_{Nulvadep} \leq q_{Ncritique}$  et  $q_{Pulvadep} > q_{Pcritique}$ ) alors  $V_{Nulvadep}$  inchangés et  $V_{Pulvadep} = Ponder_{NP} * V_{Pulvadep}$
- 3- ( $q_{Nulvadep} \leq q_{Ncritique}$  et  $q_{Pulvadep} > q_{Pcritique}$ ) alors  $V_{Nulvadep}$  inchangé et  $V_{Pulvadep} = Ponder_{NP} * V_{Pulvadep}$
- 4- ( $q_{Nulvadep} \leq q_{Ncritique}$  et  $q_{Pulvadep} \leq q_{Pcritique}$ ) alors  $\begin{cases} V_{Nulvadep} = 0.25 * Ponder_{NP} * V_{Nulvadep} \\ V_{Pulvadep} = 0.25 * Ponder_{NP} * V_{Pulvadep} \end{cases}$

avec :

$$\begin{cases} V_{\max Nulva}(t) : \text{vitesse maximale d'absorption de l'azote par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ V_{\max Pulva}(t) : \text{vitesse maximale d'absorption du phosphate par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ KNulva(t) : \text{constante de demi-saturation pour l'azote (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ KPulva(t) : \text{constante de demi-saturation pour le phosphate (fonction tabulée interpolée linéairement)} \end{cases}$$

Les valeurs tabulées de  $V_{\max Nulva}(t)$ ,  $V_{\max Pulva}(t)$ ,  $KNulva(t)$  et  $KPulva(t)$  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'émergence 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 émergées :

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

Pour les ulves immergées, la formulation est identique avec :  $(emersion(i, j) / 100 + 1) = 1$

## 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 :  $k_{RemN} = k_{min N} * f_T$  et pour le phosphore :  $k_{RemP} = k_{min P} * f_T$  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.

$k_{nirif} = k_{nirif_0} * f_{T_2}$  avec  $f_{T_2} = \exp(k_T * T)$  et  $k_T = 0.07 \text{ } ^\circ\text{C}$  et :

$k_{nirif_0}$  : taux de nitrification dans l'eau à 0 °C (j-1)

### 1.3 Paramètres du modèle écologique en rade de Lorient

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
$\mu_{\text{maxulva}}$	Taux de croissance maximum	$\text{j}^{-1}$	1	Calibration
$I_{\text{optulva}}$	Intensité lumineuse optimale	$\text{W m}^{-2}$	50	Calibration
$T_{\text{min}}^{\text{opt}}$	Température minimum optimale	$^{\circ}\text{C}$	15	CEVA, 2001
$T_{\text{max}}^{\text{opt}}$	Température maximum optimale	$^{\circ}\text{C}$	23	CEVA, 2001
$T_{\text{min}}$	Température minimum	$^{\circ}\text{C}$	8	Calibration
$T_{\text{max}}$	Température maximum	$^{\circ}\text{C}$	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
$K_{\text{Nulva}}(t)$	Constante de demi-saturation de N (fonction tabulée)	$\mu\text{mol L}^{-1}$	-	CEVA, 1991 + calibration
$K_{\text{Pulva}}(t)$	Constante de demi-saturation de P (fonction tabulée)	$\mu\text{mol L}^{-1}$	-	Duflo, 1988
$V_{\text{maxNulva}}(t)$	Vitesse maximale d'absorption de N (fonction tabulée)	$\mu\text{mol g}^{-1}$	-	CEVA, 1991 + calibration
$V_{\text{maxPulva}}(t)$	Vitesse maximale d'absorption de P (fonction tabulée)	$\mu\text{mol g}^{-1}$	-	Duflo, 1988
$q_{\text{minN}}$	Quota de subsistance en azote	$\text{g/kg (M.S.)}$	10	Dion, 1988a
$q_{\text{maxN}}$	Quota maximal en azote	$\text{g/kg (M.S.)}$	35	Dion, 1988a
$q_{\text{minP}}$	Quota de subsistance en phosphore	$\text{g/kg (M.S.)}$	1	Dion, 1988a
$q_{\text{maxP}}$	Quota maximal en phosphore	$\text{g/kg (M.S.)}$	4	Dion, 1988a
$Q_{\text{Ncritique}}$	Quota critique en azote	$\text{g/kg (M.S.)}$	20	CEVA
$Q_{\text{Pcritique}}$	Quota critique en phosphore	$\text{g/kg (M.S.)}$	13	CEVA
$m_{\text{ulvadep}}$	Taux de mortalité des ulves en dépôt	$\text{j}^{-1}$	0.02	Calibration
$b_{\text{surfulva}}$	Surface spécifique en biomasse (poids sec)	$\text{g m}^{-2}$	0.05	Calibration
<b>Matières détritiques</b>				
$k_{\text{minN}}$	Taux de reminéralisation de N	$\text{j}^{-1}$	0.01	Calibration
$k_{\text{nitrif}_0}$	Taux de nitrification à $0^{\circ}\text{C}$	$\text{j}^{-1}$	0.2	Chapelle, 1985
$k_{\text{minP}}$	Taux de reminéralisation de P	$\text{j}^{-1}$	0.1	Calibration

Tableau 2 : Paramètres physiques et biochimiques du modèle écologique