



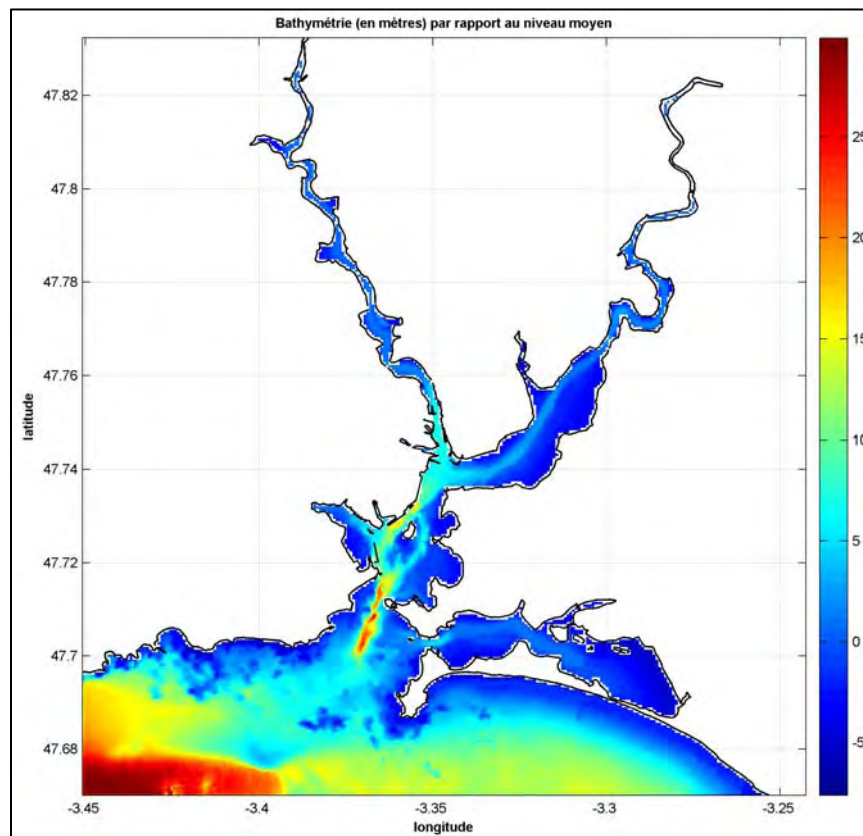
Centre d'Etude et de
Valorisation des Algues
Presqu'île de Pen Lan
BP 3 / 22610
PLEUBIAN
e-mail : algue@ceva.fr

02 96 22 93 50

02 96 22 84 38

PROJET 5

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



CIMAV 2009



SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	1
1.1. RAPPEL DES OBJECTIFS	1
2. COUPLAGE DU MODELE BIOLOGIQUE AU MODELE HYDRODYNAMIQUE	1
3. RECUEIL DES DONNEES DE FLUX DES DIFFERENTES SOURCES NECESSAIRES AU FORÇAGE DU MODELE HYDRODYNAMIQUE DANS L'ESTUAIRE DU BLAVET	2
3.1. SELECTION DES SOURCES D'AZOTE	2
3.2. COLLECTE DES DONNEES DE FLUX DE NUTRIMENTS (NITRATES ET PHOSPHATES) SUR LES PRINCIPALES SOURCES D'AZOTE IDENTIFIEES ET FORMATAGE DES DONNEES POUR LEUR ASSIMILATION PAR LE MODELE	3
3.2.1. <i>Le Blavet</i>	3
3.2.2. <i>Le Scorff</i>	5
3.2.3. <i>Le Scave</i>	6
3.2.4. <i>Le Ter</i>	6
3.2.5. <i>Le Quélisoy</i>	6
3.2.6. <i>Stations d'épuration</i>	7
3.3. RELARGAGE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DISSOUS PAR LE SEDIMENT.....	7
4. RESULTATS ISSUS DE LA COLLECTE DES DONNEES ET DES MESURES <i>IN SITU</i>	8
4.1. FLUX D'AZOTE D'ORIGINE TERRIGENE	8
4.2. FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE D'ORIGINE SEDIMENTAIRE.....	9
5. EXPLOITATION DU MODELE ECOLOGIQUE EN RADE DE LORIENT	14
5.1. CONDITION INITIALE EN BIOMASSE	14
5.2. RESULTAT DE LA CALIBRATION SUR L'ANNEE 2009	15
5.3. FRACTION DE L'AZOTE CONTENUE DANS LES ULVES DE LA RADE DE LORIENT INCLUANT L'AZOTE DISSOUS RELARGUE PAR LE SEDIMENT	22
5.4. SIMULATION DES SCENARIOS DE REDUCTION DES APPORTS EN AZOTE DISSOUS.....	24
5.4.1. <i>Description des scénarios utilisés</i>	24
5.4.2. <i>Résultats pour l'année 2009</i>	24
5.4.3. <i>Résultats pour l'année 2006</i>	26
6. CONCLUSION	28
7. BIBLIOGRAPHIE.....	29

FIGURES

FIGURE 1 : LOCALISATION DES SOURCES D'AZOTE RETENUES POUR LES SIMULATIONS.....	2
FIGURE 2 : DEBITS MOYEN MENSUELS DU BLAVET A LANGUIDIC ENTRE 2000 ET 2009	3
FIGURE 3: RELATION ENTRE LES DEBITS JOURNALIERS DU BLAVET A LANGUIDIC ET LES DEBITS JOURNALIERS DU BLAVET A NEULLAC ENTRE 2000 ET 2008	4
FIGURE 4 : ÉVOLUTION ANNUELLE DE LA CONCENTRATION EN NITRATE AUX DIFFÉRENTES STATIONS DU BLAVET. LES POINTS ENCERCLES REPRÉSENTENT LES POINTS EXTRAPOLÉS POUR LA STATION DU BLAVET A LANGUIDIC (CODE STATION : 4194000) A PARTIR DE LA TENDANCE GÉNÉRALE DE L'ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NITRATES SUR LES AUTRES STATIONS DU BLAVET.....	4
FIGURE 5 : DEBITS MOYENS MENSUELS MESURÉS SUR LE SCORFF A PLOUAY ENTRE 2000 ET 2009.....	5
FIGURE 6 : LOCALISATION DES CLOCHES SEDIMENTAIRES SUR LA VASIERE DU QUELISOY (CL1, CL2 ET CL3)	7
FIGURE 7 : FLUX MENSUEL D'AZOTE APPORTÉ PAR LES RIVIÈRES ENTRE AVRIL ET SEPTEMBRE 2009 EN RADE DE LORIENT	9
FIGURE 8 : FLUX D'AZOTE INORGANIQUE TOTAL APPORTÉ PAR LES RIVIÈRES ENTRE AVRIL ET SEPTEMBRE 2009 EN TONNES (A) ET EN % (B) EN RADE DE LORIENT.....	9
FIGURE 9 : ÉVOLUTION DES FLUX SEDIMENTAIRES DE NH ₄ , NO ₃ ET PO ₄ AU COURS DE LA SAISON ESTIVALE AU NIVEAU DES POINTS DE PRÉLEVEMENT CÔTIER CL1, MÉDIAN CL2 ET LARGE CL3 SUR LA VASIERE DU QUELISOY. LES VALEURS POSITIVES DÉCRIVENT UN FLUX VERS LA COLONNE D'EAU, LES VALEURS NÉGATIVES DÉCRIVENT UN FLUX VERS LE SEDIMENT	11
FIGURE 10 : ÉVOLUTION DU FLUX D'AMMONIUM EN FONCTION DU FLUX DE PHOSPHATES DURANT LA PÉRIODE ESTIVALE SUR LA VASIERE DU QUELISOY.....	11
FIGURE 11 : RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN AMMONIUM (A) (LE POINT ENCERCLE CORRESPOND A LA CLOCHE 1 DU 01/09/09, LES POINTS INDICÉS PAR DES FLECHES REPRÉSENTANT LES CLOCHES 2 ET 3 DU 04/08/09), NITRATES (B) ET ORTHOPHOSPHATES (C) DISSOUS DANS L'EAU LORS DE LA MISE EN PLACE DES CLOCHES ET LEUR FLUX SEDIMENTAIRE RESPECTIF.....	12
FIGURE 12 : ÉVOLUTION DES FLUX SEDIMENTAIRE SUR L'ENSEMBLE DE LA VASIERE DU QUELISOY PENDANT LA SAISON ESTIVALE.....	13
FIGURE 13 : LOCALISATION DE LA BIOMASSE INITIALE SUR LES VASIERES DU QUELISOY, DE PORT-LOUIS ET DE LOCMIQUELIC. CHAQUE PIXEL EST INITIALISÉE AVEC UNE BIOMASSE DE 20 G.M ⁻² P.H. D'ULVES.....	14
FIGURE 14 : POURCENTAGE MOYEN D'EMERSION EN RADE DE LORIENT ESTIMÉ SUR L'ENSEMBLE DU MOIS JANVIER 1996.....	15
FIGURE 15 : ÉVOLUTION DE LA BIOMASSE EN ULVES (TONNES EN POIDS HUMIDE) TOTALE (EN NOIR), SUR LA VASIERE DU QUELISOY (EN ROUGE), SUR LA VASIERE DE PORT LOUIS (EN VERT) ET SUR LA VASIERE DE LOCMIQUELIC (EN BLEU).....	17
FIGURE 16 : ÉVOLUTION CALCULÉE DU QUOTA EN AZOTE EN 4 POINTS FIXES ET COMPARAISON AVEC LES MESURES DE QUOTA EFFECTUÉES SUR LA VASIERE DU QUELISOY EN 2008 ET 2009 (A). SITUATION GÉOGRAPHIQUE DES 4 POINTS FIXES (B).....	18
FIGURE 17 : CARTOGRAPHIE DE LA BIOMASSE EN DÉPÔT (A) ET DU QUOTA EN AZOTE (B) CALCULÉS PAR LE MODÈLE AU 9 JUILLET 2009	19
FIGURE 18 : CARTOGRAPHIE DES BIOMASSES PRÉSENTES SUR LA VASIERE DU QUELISOY LE 19 JUIN 2007	19
FIGURE 19 : ÉVOLUTION CALCULÉE DU TAUX DE CROISSANCE INSTANTANÉ (EN BLEU) ET JOURNALIER RELATIF (EN ROUGE) EN UN POINT FIXE (POINT 1, VOIR FIGURE 16 B)	21
FIGURE 20 : ÉVOLUTION CALCULÉE A 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 (POINT 1, VOIR FIGURE 16 B). LA COURBE ROUGE INDIQUE L'EFFET LE PLUS LIMITANT ENTRE L'AZOTE ET LE PHOSPHORE.....	21
FIGURE 21 : ORIGINE DE L'AZOTE CONTENU DANS LES ULVES SUR L'ENSEMBLE DE LA RADE DE LORIENT (A) ET SPÉCIFIQUEMENT SUR LA VASIERE DU QUELISOY (B), DE PORT-LOUIS (C) ET DE LOCMIQUELIC (D) (MOYENNE DE MAI A SEPTEMBRE)	23
FIGURE 22 : ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ORIGINE CALCULÉE DE L'AZOTE CONTENUE DANS LES ULVES DE LA RADE DE LORIENT.....	24
FIGURE 23 : ÉVOLUTIONS COMPARÉES DES BIOMASSES ALGALES ENTRE L'ANNÉE 2009 (EN BLEU) ET L'ANNÉE 2006 (EN ROUGE), SUR L'ENSEMBLE DES VASIERES ET SUR LES VASIERES INDIVIDUALISÉES DU QUELISOY, DE PORT- LOUIS ET DE LOCMIQUELIC.....	26

TABLEAUX

TABLEAU 1 : RECAPITULATIF DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN NITRATES ET DES FLUX MOYEN EN AZOTE INORGANIQUE DISSOUS (NID) ISSUS DES DIFFERENTS EXUTOIRES ENTRE MAI ET SEPTEMBRE 2009	25
TABLEAU 2 : RESULTATS DES DIFFERENTS SCENARIOS DE REDUCTION D'APPORTS AZOTES SUR L'ANNEE 2009 POUR L'ENSEMBLE DES 3 VASIERES ET SUR CHACUNE DES VASIERES, AU MAXIMUM DE BIOMASSE ET SUR LA PERIODE COMPRISE ENTRE AOUT ET SEPTEMBRE (AVEC FLUX SEDIMENTAIRES)	26
TABLEAU 3 : COMPARAISONS DES RESULTATS DES SCENARIOS DE REDUCTION D'APPORTS AZOTES EN RADE DE LORIENT ENTRE 2006 ET 2009	27

1. Introduction

1.1. Rappel 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 dans le cadre du programme 5 concernant l'implantation du modèle hydrodynamique Mars 2D dans l'estuaire du Blavet et du Trieux afin de quantifier la part de responsabilité de chacun des émissaires à l'eutrophisation du site (par l'étude de la dispersion des sources d'azote), le Ceva propose d'exploiter le modèle écologique Mars-Ulves sur l'estuaire du Blavet. Il s'agira en particulier 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 de premières recommandations pour la DCE.

D'autre part, les premières séries de mesures in situ sur le flux sédimentaire effectuées en 2008 sur les vasières de la Ria d'Étel, de l'Estuaire du Blavet et du Trieux ont montré des intensités de relargage en nitrates très élevées bien au delà des valeurs disponibles dans la littérature confirmant ainsi le rôle important que peuvent jouer les sédiments intertidaux dans l'alimentation et le soutien de la production primaire benthique et planctonique. Le Ceva propose donc de poursuivre cette action sur le site du Blavet afin de compléter les premières mesures effectuées en 2008 et de confirmer les premiers ordres de grandeurs acquis sur ce site sur une échelle de temps plus significative.

2. Couplage du modèle biologique au modèle hydrodynamique

L'élaboration du modèle hydrodynamique a été effectuée dans le cadre du projet 5 du Cimav 2008. Concernant l'évolution de la hauteur d'eau, le modèle présente une erreur relative moyenne de marnage de l'ordre de 12 % et un décalage temporel moyen de 12 minutes par rapport à la prédiction SHOM. Une analyse des courants maximum et des courants résiduels Eulériens a montré que leur vitesse était globalement faible se renforçant essentiellement au niveau des passes. De plus, les courants résiduels Eulériens favorisent le confinement des algues, notamment sur la vasière de Port Louis. Les détails relatifs à ces résultats sont présentés dans le rapport Cimav 2008, projet 5.

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 sont 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_3) et ammonium (NH_4), 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,

Les trois variables relatives à l'azote minéral dissous sous la forme nitrate (NO_3) et ammonium (NH_4) et le phosphore minéral dissous provenant du sédiment ont été introduites sous forme d'équations pour le nitrate et le phosphore et sous forme tabulée pour l'ammonium. Cette procédure a été détaillée dans le paragraphe 4.2

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.

3. Recueil des données de flux des différentes sources nécessaires au forçage du modèle hydrodynamique dans l'estuaire du Blavet

3.1. Sélection des sources d'azote

Dans le rapport Cimav 2008, 85 exutoires ont été recensés. L'analyse des débits de ces différents exutoires ainsi que l'absence de données de flux pour la majorité de ces sources locales a conduit à sélectionner 9 sources d'azote pour le forçage du modèle : la rivière du Scorff, la rivière du Scave, la rivière du Blavet, la rivière du Ter, le ruisseau du Quélisoy, la Step de Lanester, la step de Locmiquelic, la Step de Port-Louis et la Step de Lorient (Figure 1). Enfin, l'azote issu du relargage sédimentaire constitue la dixième source prise en compte dans le modèle.

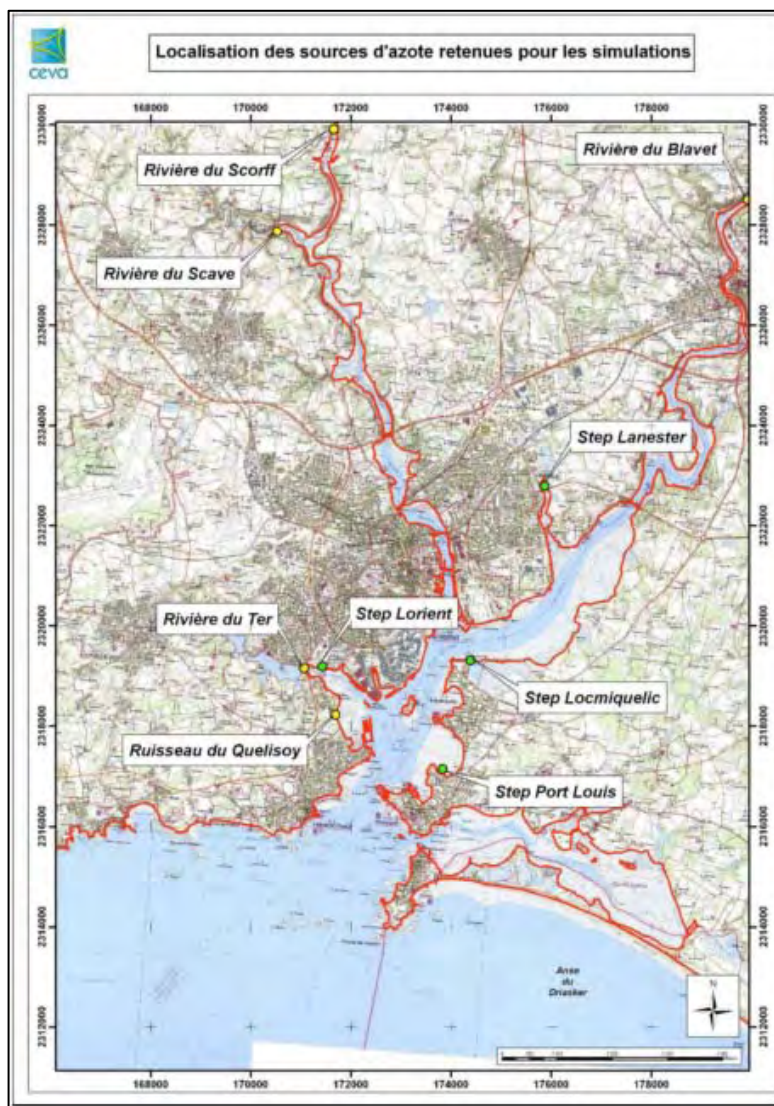


Figure 1 : Localisation des sources d'azote retenues pour les simulations

3.2. Collecte des données de flux de nutriments (nitrates et phosphates) sur les principales sources d'azote identifiées et formatage des données pour leur assimilation par le modèle

3.2.1. Le Blavet

La comparaison des débits mensuels mesurés sur le Blavet entre 2001 et 2009 a mis en évidence que l'année 2009 a une évolution plus sèche que le régime hydrométrique moyen du Blavet entre avril et juillet, les mois d'août et septembre étant similaires (Figure 2).

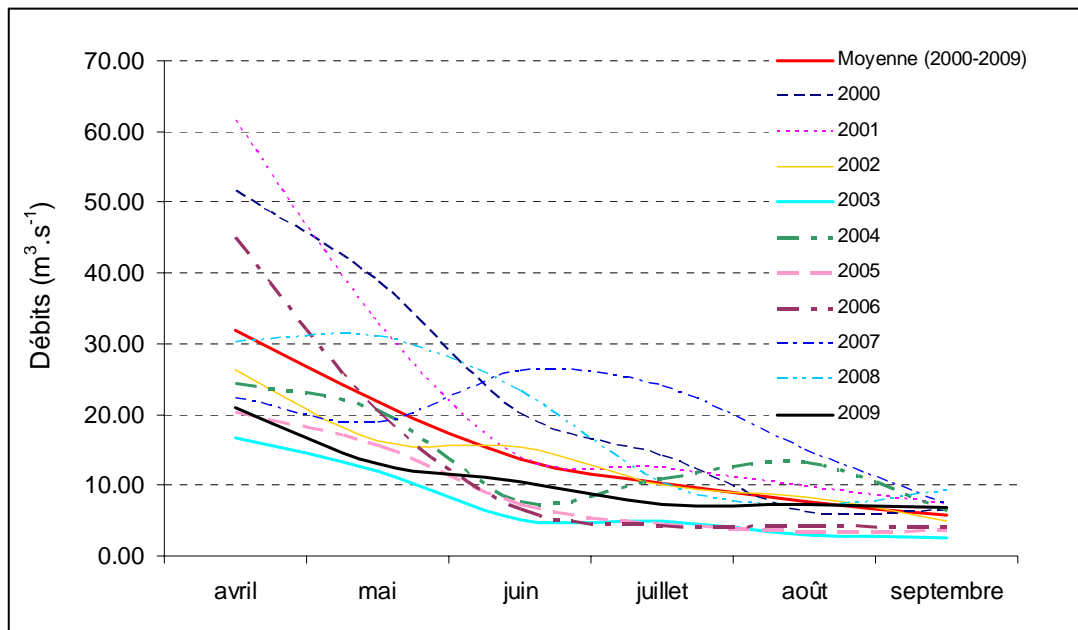


Figure 2 : Débits moyens mensuels du Blavet à Languidic entre 2000 et 2009

Pour l'année 2009, le débit du Blavet a été extrapolé à partir des débits journaliers RNDE (Réseau National des Données sur l'Eau) du Blavet à Languidic (code station : J5712130) à partir de la formule suivante :

$$Q_{\text{Blavet}} = Q_{\text{Languidic}} + f_{C1} * Q_{\text{Languidic}} * (S_{\text{Blavet_Lanester}} / S_{\text{Languidic}})$$

Avec :

- $f_{C1} = 1.086$: facteur correcteur considérant le différentiel de pluviométrie entre la partie amont et la partie aval du bassin versant du Blavet
- $S_{\text{Languidic}} = 1735 \text{ km}^2$: Surface de la partie en amont de Languidic du bassin versant du Blavet
- $S_{\text{Blavet_Lanester}} = 141 \text{ km}^2$: Surface de la partie aval de Languidic à Lanester du bassin versant du Blavet

Les données du Blavet à Languidic n'étant disponibles que sur la période du 01/06/09 au 02/08/09, une extrapolation a été effectuée à partir des données du Blavet à Neuillac (code station : J5432110) dont les débits journaliers étaient disponibles du 01/01/09 au 09/11/09. L'extrapolation a été faite à partir de la relation existante entre les débits de ces deux stations sur la période 2000-2008 (Figure 3). L'erreur issue de cette extrapolation est en moyenne de 9 % par rapport aux données réelles de débit du Blavet à Languidic sur la période 2000-2008.

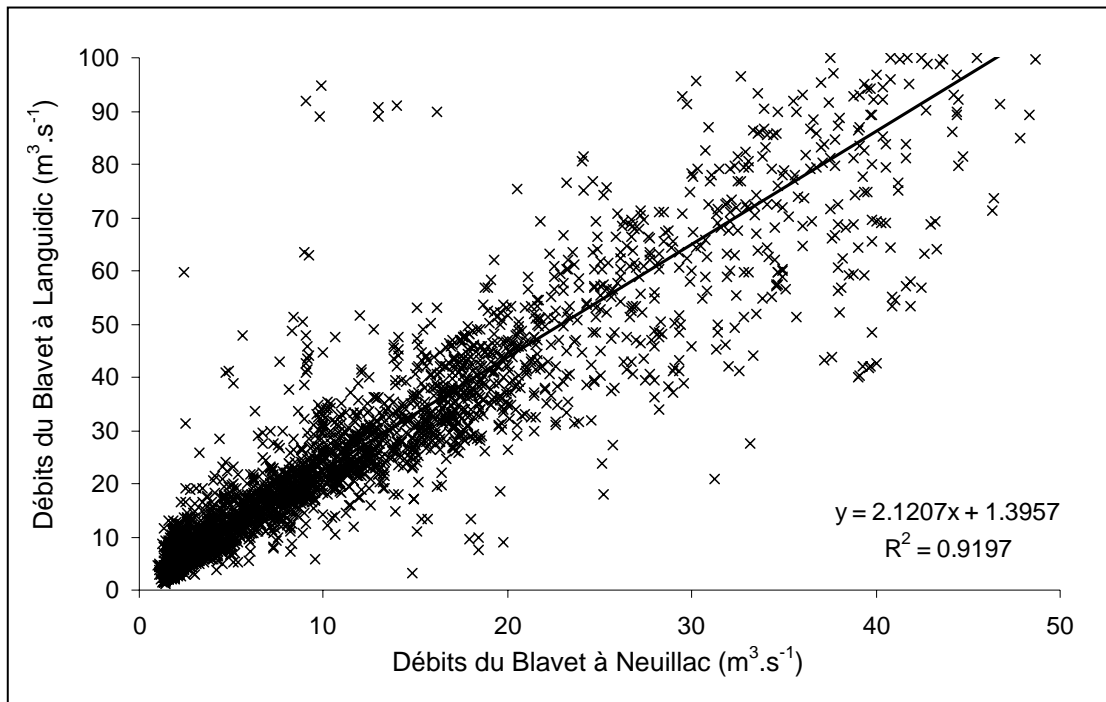


Figure 3: Relation entre les débits journaliers du Blavet à Languidic et les débits journaliers du Blavet à Neullac entre 2000 et 2008

Les concentrations en nitrates du Blavet pour l'année 2009 ont été collectées auprès de l'agence de l'eau Loire-Bretagne (station Blavet à Languidic, code station : 4194000). Au moment de l'étude, les données n'étant disponibles que jusqu'au 15/07/09 (données mensuelles ou bimensuelles), une extrapolation a été faite à partir des mesures effectuées pour les autres stations de mesures du Blavet afin d'obtenir une valeur pour les mois d'août à octobre (Figure 4).

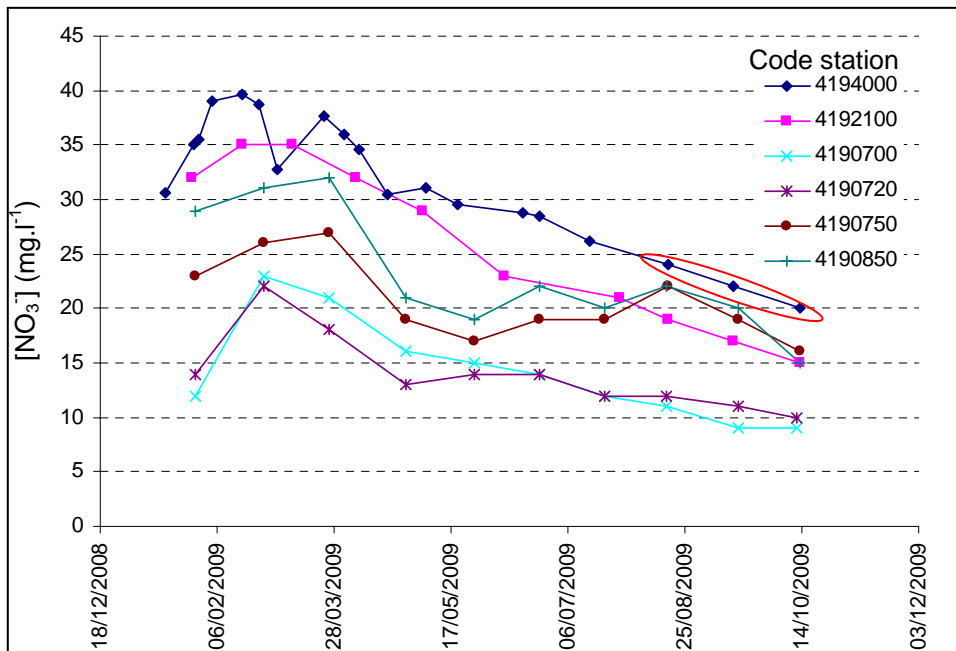


Figure 4 : Evolution annuelle de la concentration en nitrate aux différentes stations du Blavet. Les points encadrés représentent les points extrapolés pour la station du Blavet à Languidic (code station : 4194000) à partir de la tendance générale de l'évolution de la concentration en nitrates sur les autres stations du Blavet

Les concentrations en orthophosphates du Blavet pour l'année 2009 ont été collectées auprès de l'agence de l'eau Loire-Bretagne (station Blavet à Languidic, code station : 4194000). Au moment de l'étude, les données n'étant disponibles que jusqu'au 24/06/09, les données des mois de juillet, août, septembre et octobre de 2009 ont été remplacées par celles des mêmes mois de l'année 2002, année dont l'évolution hydrologique est la plus proche de 2009.

3.2.2. Le Scorff

La comparaison des débits mensuels du Scorff a montré que l'année 2009 a une évolution similaire à l'année moyenne représentative de la période 2000-2009. Comme pour le Blavet, l'année 2009 est néanmoins plus sèche que l'année moyenne, notamment au printemps (Figure 5).

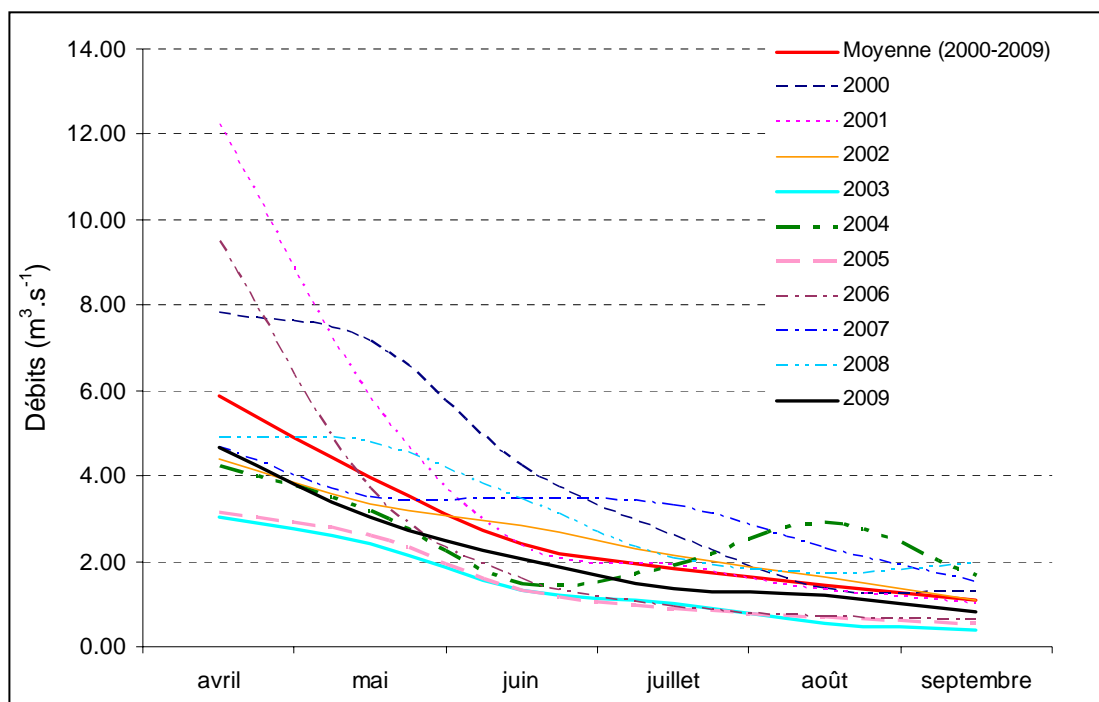


Figure 5 : Débits moyens mensuels mesurés sur le Scorff à Plouay entre 2000 et 2009

Les débits sur ce cours d'eau ont été obtenus par extrapolation des débits journaliers RNDE du Scorff à Plouay (code station : J5102210) au prorata des surfaces et des pluies efficaces pour fournir des résultats à la station de Pont-Scorff, limite de remontée des eaux saumâtres :

$$Q_{\text{Scorff}} = Q_{\text{Plouay}} + f_{C1} * Q_{\text{Plouay}} * (S_{\text{PontScorff_Kereven}} / S_{\text{Plouay}})$$

Avec :

- $f_{C1} = 0.741$: facteur correcteur considérant le différentiel de pluviométrie entre la partie amont et la partie aval du bassin versant du Scorff
- $S_{\text{PontScorff_Kereven}} = 78,72 \text{ km}^2$: Surface de la partie en amont de Languidic du bassin versant du Blavet
- $S_{\text{Plouay}} = 301,40 \text{ km}^2$: Surface de la partie aval de Languidic à Lanester du bassin versant du Blavet

Les concentrations en nitrates du Scorff pour l'année 2009 ont été collectées auprès de l'agence de l'eau Loire-Bretagne (station Scorff à pont de Scorff, code station : 4190550). Les données étaient complètes jusqu'au 13/10/2009.

Les concentrations en orthophosphates ont été collectées auprès de l'agence de l'eau Loire-Bretagne (station Scorff à pont de Scorff, code station : 4190550). Les données étaient complètes jusqu'au 23/10/2009.

3.2.3. Le Scave

Les débits sur ce cours d'eau ont été obtenus par extrapolation des débits journaliers RNDE du Scorff à Plouay (code station : J5102210) selon la formule suivante :

$$Q_{\text{Scave}} = f_{C1} * Q_{\text{Plouay}} * (S_{\text{Scave}} / S_{\text{Plouay}})$$

Avec :

- $f_{C1} = 0,779$: facteur correcteur considérant le différentiel de pluviométrie entre le bassin versant du Scorff et du Scave
- $S_{\text{Scave}} = 103,60 \text{ km}^2$: Surface de la partie en amont de Languidic du bassin versant du Blavet
- $S_{\text{Plouay}} = 301,40 \text{ km}^2$: Surface de la partie aval de Languidic à Lanester du bassin versant du Blavet

Les concentrations en nitrates du Scave pour l'année 2009 ont été collectées auprès du syndicat du bassin du Scorff. La station de mesure se situe en amont du Pont-Scave, en face du zoo. Les données étaient complètes jusqu'au 26/11/2009.

Les concentrations en orthophosphates du Scave ont également été collectées auprès du syndicat du bassin du Scorff. Seules des données concernant les années 2007 et 2008 étaient disponibles. En termes d'évolution annuelle des débits, l'année 2008 est plus proche de 2009 que l'année 2007. Néanmoins, les précipitations ont été supérieures en 2008 par rapport à 2009. De ce fait, les concentrations considérées sont probablement supérieures aux concentrations réelles de 2009.

3.2.4. Le Ter

Les seules données disponibles pour ce cours d'eau proviennent de mesures *in situ* réalisées en 1999 (étude SCE, décembre 2000). Le débit moyen mesuré à la sortie de Kermélo était alors de 200 l.s^{-1} .

L'étude Hydro Concept (2005) a permis de fixer une valeur annuelle moyenne de la concentration en nitrates pour le Ter de $22,55 \text{ mg.l}^{-1}$.

Aucune donnée d'orthophosphates n'est disponible pour ce cours d'eau.

3.2.5. Le Quélisoy

Le débit de ce cours d'eau a été obtenu par extrapolation du débit moyen utilisé pour le ter, pondéré par la surface des bassins versants, les deux cours d'eau étant sous le même régime hydrométrique car très proche géographiquement :

$$Q_{\text{Quélisoy}} = Q_{\text{Ter}} * (S_{\text{Quélisoy}} / S_{\text{Ter}})$$

Avec :

- $S_{\text{Quélisoy}} = 1,085 \text{ km}^2$: Surface de la partie en amont de Languidic du bassin versant du Blavet
- $S_{\text{Ter}} = 19,3 \text{ km}^2$: Surface de la partie aval de Languidic à Lanester du bassin versant du Blavet

Concernant les données de nitrates, la valeur moyenne attribuée au Ter a été reprise pour le Quélisoy.

Aucune donnée d'orthophosphates n'est disponible pour ce cours d'eau.

3.2.6. Stations d'épuration

Les données de flux des STEP de Port Louis, Locmiquelic, Lorient et Lanester ont été collectées auprès du Service Eau et assainissement de la ville de Lorient et du SIGESE (Syndicat Intercommunal de gestion et d'Entretien des Stations d'Épuration). Les débits et les concentrations de nitrates sont issus de l'année 2008 concernant la STEP de Lorient et de l'année 2006 pour les STEP de Port Louis, Locmiquelic et Lanester. Aucune donnée d'orthophosphates n'est disponible pour les stations d'épuration.

3.3. Relargage de l'azote et du phosphore dissous par le sédiment

Le relargage des nutriments dissous par le sédiment a été mesuré *in situ* à l'aide de 3 cloches sédimentaires (ou chambres benthiques) disposées en transect sur la vasière du Quélisoy (Figure 6). Les incubateurs sont opaques à la lumière ce qui permet d'estimer le relargage dans des conditions où l'activité photosynthétique des macro- et micro-algues est inhibée par l'obscurité. Les cloches sédimentaires ont été conçues et fabriquées au Ceva après compilation des informations existantes dans la littérature et après conseils auprès de spécialistes d'Ifremer et de la station biologique de Roscoff. Leur volume total est de 28 litres pour une surface au sol de 0,079 m².

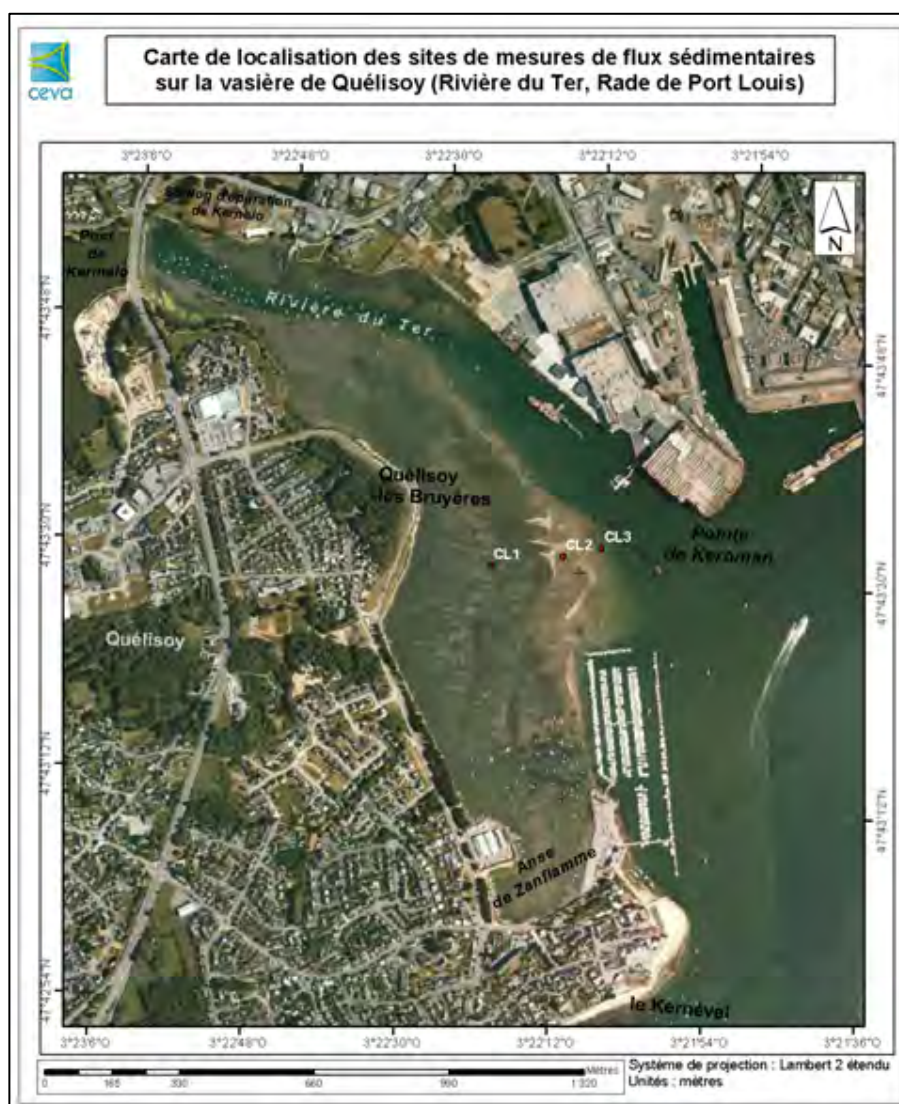


Figure 6 : Localisation des cloches sédimentaires sur la vasière du Quélisoy (CL1, CL2 et CL3)

Trois campagnes de mesures ont eu lieu durant l'été 2009 (le 7 juillet, le 4 août et le 1^{er} septembre). Les cloches sont disposées successivement à marée montante, la hauteur d'eau devant être suffisante pour immerger les cloches. Un premier prélèvement a été systématiquement opéré dans la colonne d'eau de façon à estimer les concentrations en sels nutritifs (nitrate, ammonium et orthophosphates) présentes initialement dans le milieu (définition d'un point zéro). L'ensemble des échantillons ont été collectés en plongée sous-marine en prélevant toutes les 3 heures, durant 6 heures, 500 ml d'eau contenue dans la cloche au moyen d'une seringue amovible. Les échantillons ont été gardés dans une glacière réfrigérée jusqu'au retour au laboratoire où les échantillons ont été immédiatement filtrés (filtre de porosité 0,45 µm) puis congelés jusqu'au dosage. Les dosages d'ammonium et d'orthophosphates ont été effectués au CEVA (seuil de détection : 0,05 et 0,03 µM, respectivement) et les dosages de nitrates ont été sous-traité au laboratoire IDHESA (seuil de détection : 1,6 µM).

4. Résultats issus de la collecte des données et des mesures *in situ*

4.1. Flux d'azote d'origine terrigène

Les flux totaux d'azote ont varié entre 568 tonnes en avril et 116 tonnes en septembre 2009, la décroissance de flux ayant lieu entre avril et mai étant liée à la diminution de la pluviométrie (Figure 7). Parmi les neuf contributeurs sélectionnés, le Blavet a représenté la principale source d'azote drainant un maximum 435 tonnes d'azote en avril. Ce flux diminue jusqu'à 95 tonnes au mois de septembre (Figure 7). Sur l'ensemble de l'année 2009 (d'avril à septembre), le Blavet a représenté 79,5 % des apports d'azote soit 1225 tonnes (Figure 8 a et b). Le deuxième plus important contributeur a été le Scorff dont l'évolution mensuelle d'apport azoté a varié entre 86 tonnes au mois d'avril et 12 tonnes au mois de septembre (Figure 7), soit un total de 224 tonnes entre avril et septembre (Figure 8 a). Le Scorff a été à l'origine de 13,6 % des apports totaux d'azote entre avril et septembre 2009 (Figure 8 b). Le Blavet et le Scorff ont été responsables de 93 % des flux entre avril et septembre 2009. Les autres contributeurs ont donc été de moindre importance, le Scave ayant contribué aux apports azotés totaux à hauteur de 3,4 % entre avril et septembre 2009, suivi du Ter (1,4 %), de la STEP de Port-Louis (1,2 %), des STEP de Lorient, Lanester et Locmiquelic (0,3 %) et du Quelisoy (0,1 %). La contribution du Ter semble surestimée du fait de la seule valeur utilisée pour les calculs tant au niveau des débits et des concentrations en nitrates. De plus, la contribution des STEP est restée stable entre les mois d'avril et de septembre, ne subissant pas de décroissance liée à la pluviométrie. De ce fait, leur contribution a été plus importante durant l'été.

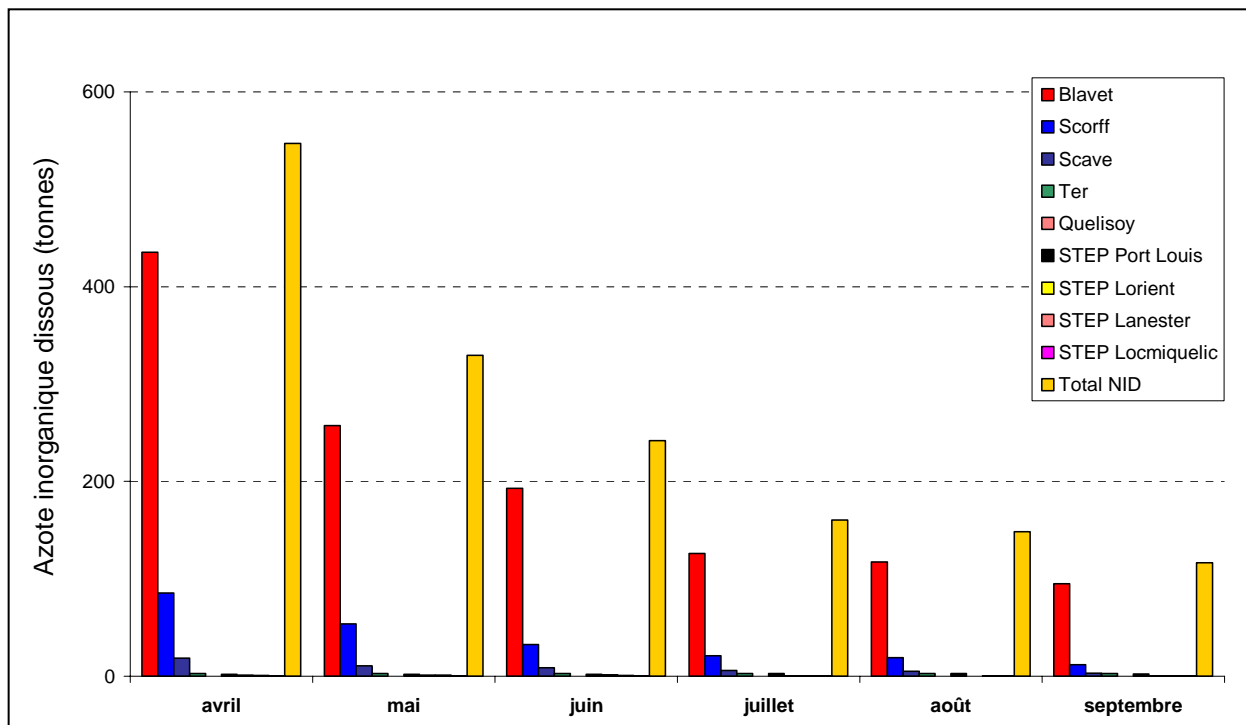


Figure 7 : Flux mensuel d'azote apporté par les rivières entre avril et septembre 2009 en rade de Lorient

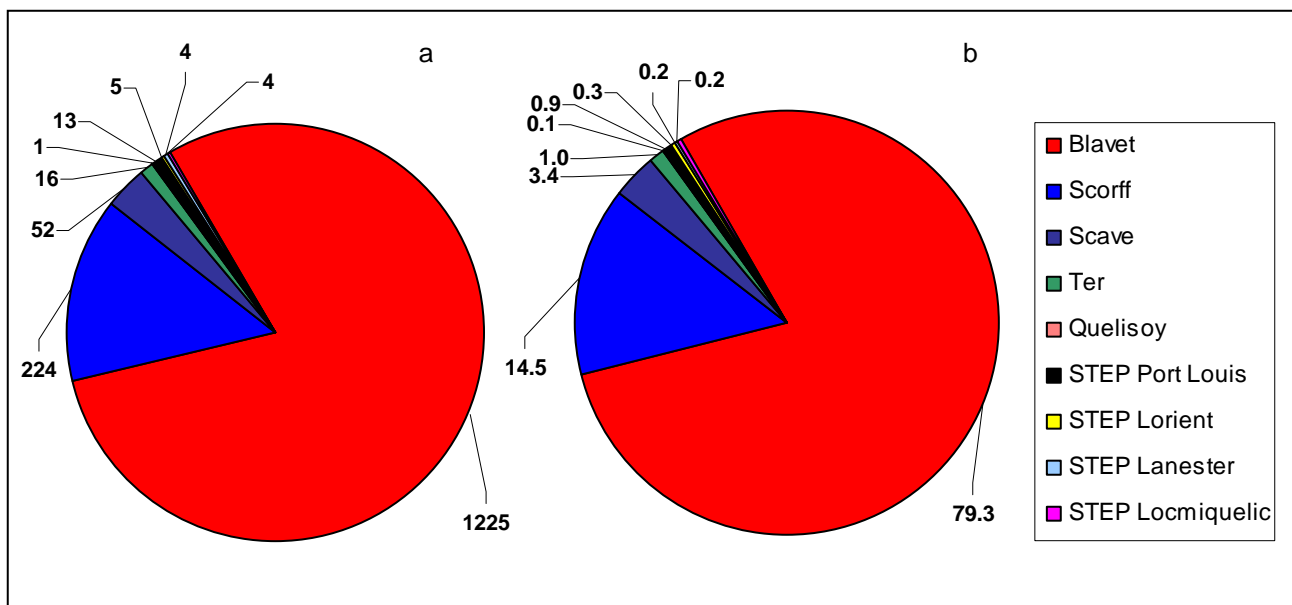


Figure 8 : Flux d'azote inorganique total apporté par les rivières entre avril et septembre 2009 en tonnes (a) et en % (b) en rade de Lorient

4.2. Flux d'azote et de phosphore d'origine sédimentaire

Les mesures de flux sédimentaires sur la vasière du Quelisoy ont montré une disparité importante entre les différents points d'échantillonnage. Cela peut s'expliquer par la localisation des différentes stations choisies pour disposer les cloches sédimentaires. La cloche CL1 se situe sur un sédiment sur lequel se trouve des zostères, la cloche 2 a été placée sur une zone où les zostères ne sont plus présentes et la cloche 3 se trouve à la limite du lit de la rivière du Ter. Ces trois zones pourtant très proches sont donc susceptibles d'être soumises à des contraintes hydrodynamiques diverses ayant pour conséquence une sédimentologie et plus particulièrement

une granulométrie différente, la taille des particules influençant directement les flux sédimentaires (Solomon *et al.*, 2009).

L'évolution saisonnière des flux a néanmoins permis de mettre en évidence des tendances générales d'évolution. Les flux les plus importants ont été mesurés pour l'ammonium avec un maximum de $2652 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (CL1, le 01/01/09). Excepté le 04/08/09 pour la cloche CL2, tous les flux d'ammonium ont été positifs indiquant une contribution continue du sédiment à l'apport d'ammonium dans la colonne d'eau durant l'été. Ce relargage d'ammonium a été fréquemment observé sur les milieux vaseux, notamment en période estivale (Magalhaes *et al.*, 2002 ; Sakami *et al.*, 2006 ; Trimmer *et al.*, 2000). Les travaux de Hopkinson (1987) et Reay *et al.* (1995) ont mis en évidence une corrélation marquée entre les flux d'ammonium et les flux de phosphore, démontrant que les flux d'ammonium étaient sous l'influence de processus biologiques tels que la minéralisation ou l'utilisation de ce nutriment par les producteurs primaires. Dans cette étude, aucune corrélation entre les flux d'ammonium et de phosphore n'a été mise en évidence (Figure 10). Les flux d'ammonium semblent d'avantage dépendre de la concentration d'ammonium dissous dans l'eau (Figure 11 a) et de ce fait de phénomènes de diffusion entre le sédiment et l'eau. Ces résultats sont en accord avec les résultats obtenus par Sakamaki *et al.* (2006) sur une vasière du Japon. Il est à noter que les flux sédimentaires d'août, notamment pour CL2 et CL3 et de septembre pour CL1 (Figure 11a, valeurs fléchées et encerclées, respectivement) ne semblent pas suivre cette tendance. Des processus biologiques ponctuels et particuliers peuvent avoir eu lieu rendant l'interprétation du bilan des flux plus délicate.

Les flux de nitrates ont été généralement négatifs, la valeur maximale ayant été de $-429 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Cette tendance et cette gamme de valeur ont déjà été mises en évidence dans d'autres travaux (Lerat, 1990 ; Margalhaes *et al.*, 2002). Une relation inverse entre la concentration de nitrates dans le milieu et les flux de nitrates a été mise en évidence dans cette étude (Figure 11 b), relation déjà signalée par d'autres auteurs (Asmus, 1986 ; Ogilvie *et al.*, 1997 ; Cabrita and Brotas, 2000 ; Margalhaes *et al.*, 2002 ; Sakamaki *et al.*, 2006) et indiquant une absorption accrue des nitrates dans le sédiment lorsque la concentration en nitrates dissous augmente, indiquant une dénitrification active. Néanmoins, lorsque les concentrations de nitrates dissous sont très importantes alors cette relation ne semble plus être vérifiée (Figure 11 b). Sakamaki *et al.* (2006) ont également constaté ce phénomène. Il apparaît que la consommation en oxygène est moindre lorsque le milieu est riche en nitrates, permettant au milieu de rester bien oxygéné, oxygène qui favorise la nitrification (enrichissement de la colonne d'eau en nitrates) aux dépens de la dénitrification ayant habituellement lieu.

Concernant les flux de phosphore, ils ont variés entre -91 et 16 au cours de la saison estivale, toutes cloches confondues (Figure 9). Une relation négative a été mise en évidence entre le flux sédimentaire en PO_4 et les concentrations en PO_4 dissous (Figure 10c). Une concentration importante de PO_4 dissous semble donc favoriser le stockage de phosphore dans le sédiment. Ce résultat est en accord avec les travaux de Gomez *et al.* (1999).

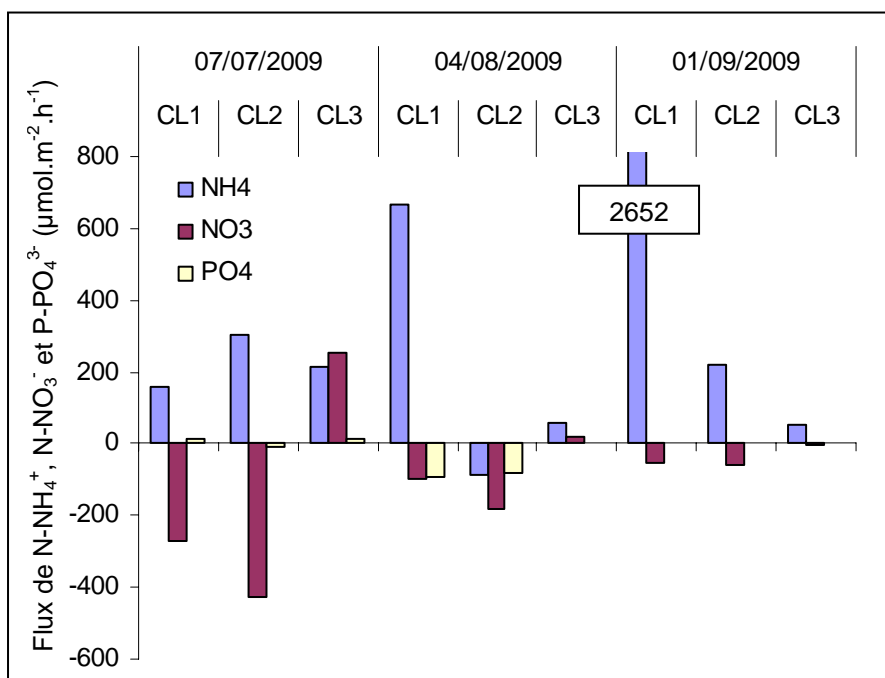


Figure 9 : Evolution des flux sédimentaires de NH_4 , NO_3 et PO_4 au cours de la saison estivale au niveau des points de prélèvement côtier CL1, médian CL2 et large CL3 sur la vasière du Quélisoy. Les valeurs positives décrivent un flux vers la colonne d'eau, les valeurs négatives décrivent un flux vers le sédiment

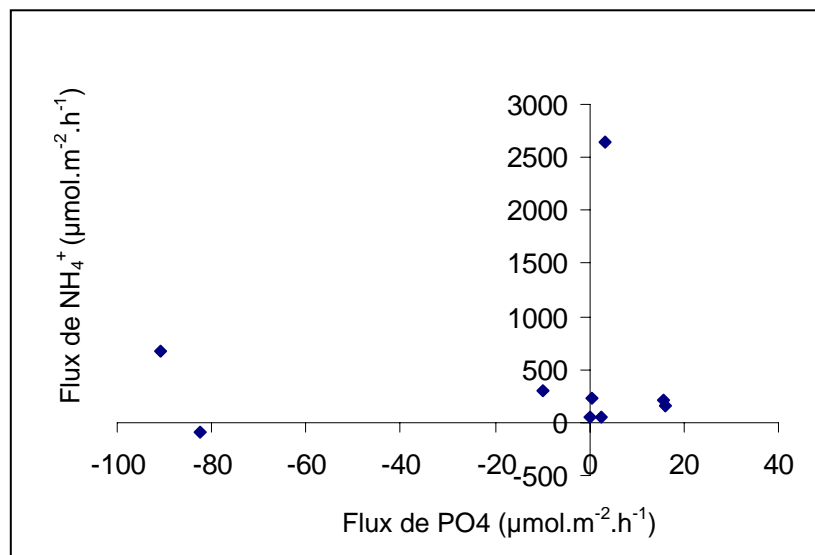


Figure 10 : Evolution du flux d'ammonium en fonction du flux de phosphates durant la période estivale sur la vasière du Quélisoy

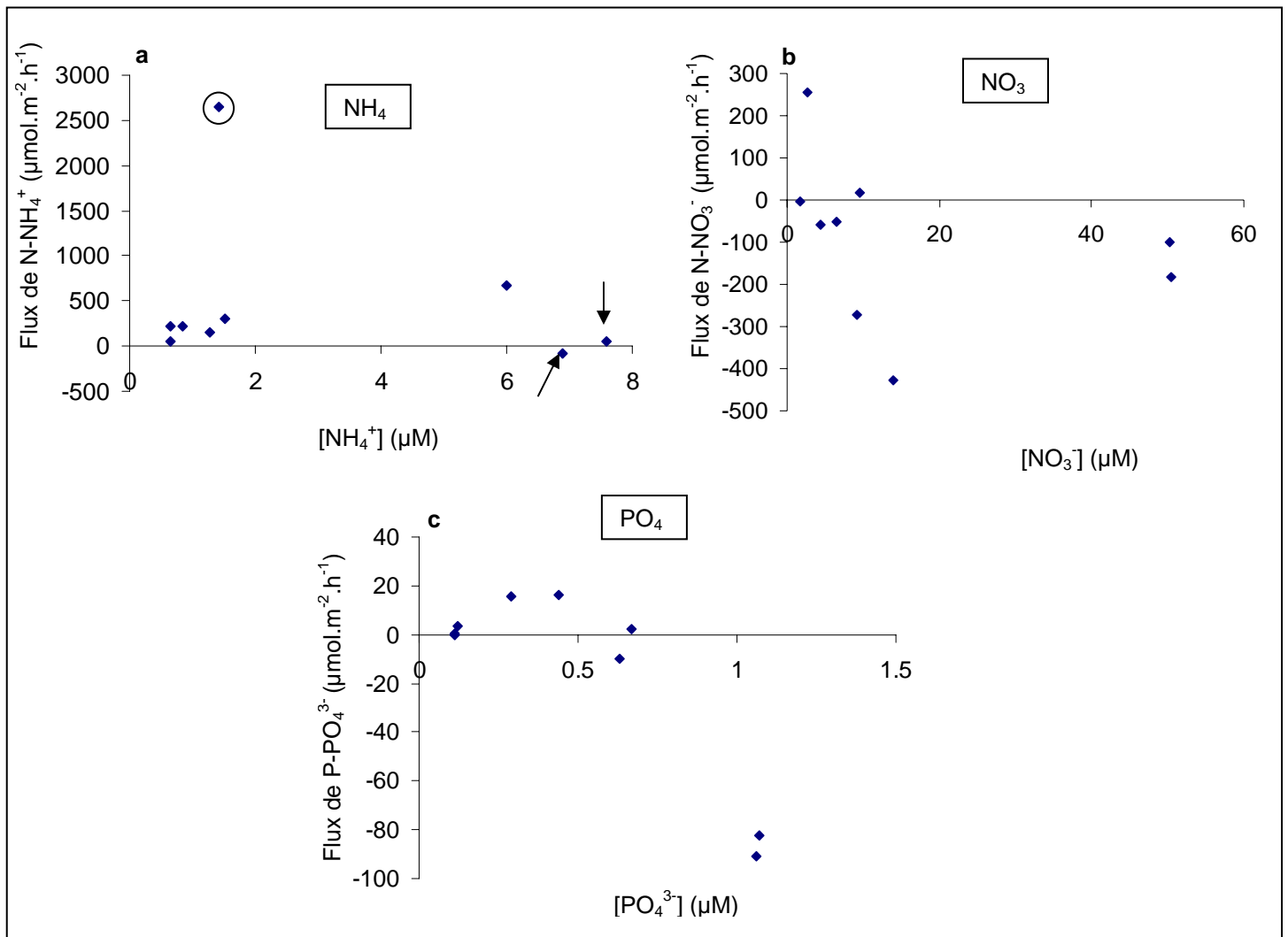


Figure 11 : Relation entre les concentrations en ammonium (a) (le point encerclé correspond à la cloche 1 du 01/09/09, les points indiqués par des flèches représentant les cloches 2 et 3 du 04/08/09), nitrates (b) et orthophosphates (c) dissous dans l'eau lors de la mise en place des cloches et leur flux sédimentaire respectif

En établissant la moyenne mensuelle des flux obtenus dans les trois cloches, il apparaît que les flux sédimentaires sont similaires en juillet et en août (Figure 12). La moyenne de ces deux mois permet d'établir un relargage d'ammonium de l'ordre de $219 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, un pompage de nitrates par le sédiment de $118 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ et un pompage de phosphore de $25 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. Le mois de septembre se démarque notamment par les importants flux d'ammonium qui reflète une forte reminéralisation qui semble être issue de la dégradation des biomasses importantes d'algues vertes qui se sont développées plus tôt dans la saison.

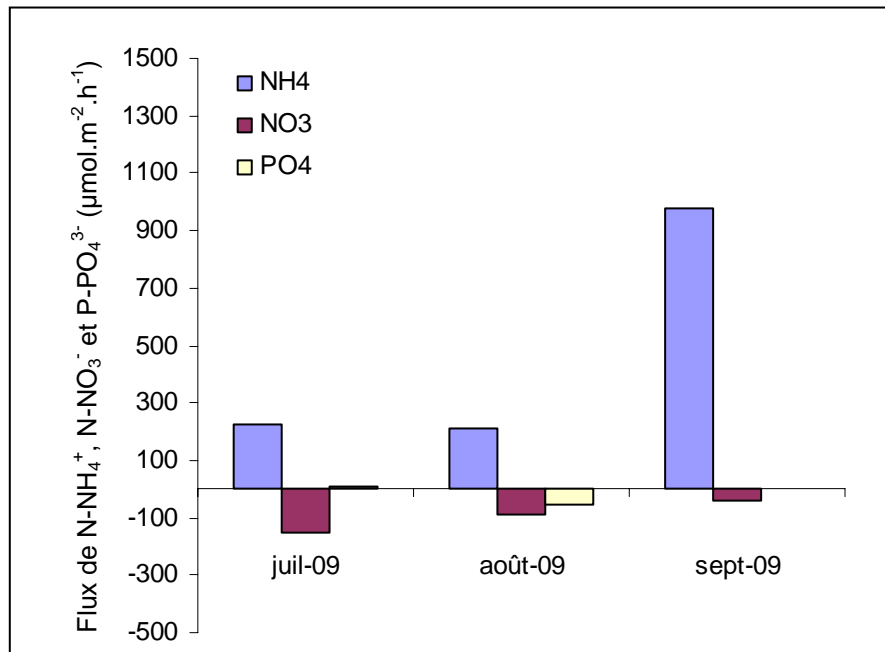


Figure 12 : Evolution des flux sédimentaire sur l'ensemble de la vasière du Quélisoy pendant la saison estivale

Les valeurs utilisées pour le modèle ont été fixées à partir des résultats des mesures *in situ* des flux sédimentaires. Pour les flux de nitrates et de phosphore, les équations reliant les flux sédimentaires et les concentrations dissoutes dans l'eau ont été intégrées dans le modèle. Pour les flux de nitrates l'équation utilisée est :

$$\text{Flux NO}_3 = -40,044 x_1 + 196,57$$

Avec x_1 : $[\text{NO}_3]$ dissous dans la colonne d'eau

Pour les flux de phosphore, l'équation utilisée est :

$$\text{Flux PO}_4 = -146,01 x_2 + 76,433$$

Avec x_2 : $[\text{PO}_4]$ dissous dans la colonne d'eau

Concernant les flux d'ammonium, des valeurs tabulées ont été introduites à savoir un flux positif de $219 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ entre début janvier et fin juillet et $975 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ à partir de fin août, le mois d'août permet l'augmentation progressive de 219 à $975 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Bilan des flux nutritifs en rade de Lorient

- Pour l'année hydrologique 2009 et parmi les sources terrigènes choisies, le Blavet et le Scorff regroupent près de 94 % des flux de nitrates sur la période Avril-Septembre, 79 % étant exclusivement issus du Blavet.
- Concernant les flux sédimentaires en azote, un relargage d'ammonium a été mis en évidence contre une séquestration des nitrates. Les orthophosphates sont également séquestrés par le sédiment. L'intégration de nouvelles équations dans le modèle permet une adaptation du flux sédimentaire en fonction des concentrations dans la colonne d'eau pour les nitrates et les orthophosphates. Pour l'ammonium, les valeurs tabulées permettent de faire évoluer le flux sédimentaire au cours de l'année, en accord avec les résultats issus des mesures *in situ*.

5. Exploitation du modèle écologique en rade de Lorient

5.1. Condition initiale en biomasse

La spatialisation du stock initial d'algues vertes a été élaborée au moyen des données de suivi de la couverture intertidale acquises dans le cadre du programme Prolittoral depuis 2002. Cette cartographie initiale a été obtenue en cumulant dans un premier temps l'ensemble des dépôts observés et numérisés depuis 2002 au moyen du logiciel de cartographie numérique SIG Arcgis. Une seconde étape a consisté à croiser la grille du modèle (maillage à 60 m) avec la grille à « haute » résolution (de l'ordre de 5 à 10 m) des dépôts numérisés (opération également réalisée au moyen du logiciel SIG). Enfin, un filtrage de l'indice basé sur le nombre d'occurrence a été opéré de manière empirique de façon à ne retenir que les dépôts les plus significatifs sur le plan statistique. Une densité pondérale uniforme de 20 g/m² P.H. a été affectée à chaque cellule soit une biomasse initiale totale de 11 tonnes P.H. sur la vasière du Quélisoy, de 8 tonnes P.H. sur la vasière de Port-Louis et de 3 tonnes P.H. sur la vasière de Locmiquélic. La Figure 13 présente la condition initiale de biomasse sur les trois vasières modélisées de la rade de Lorient.

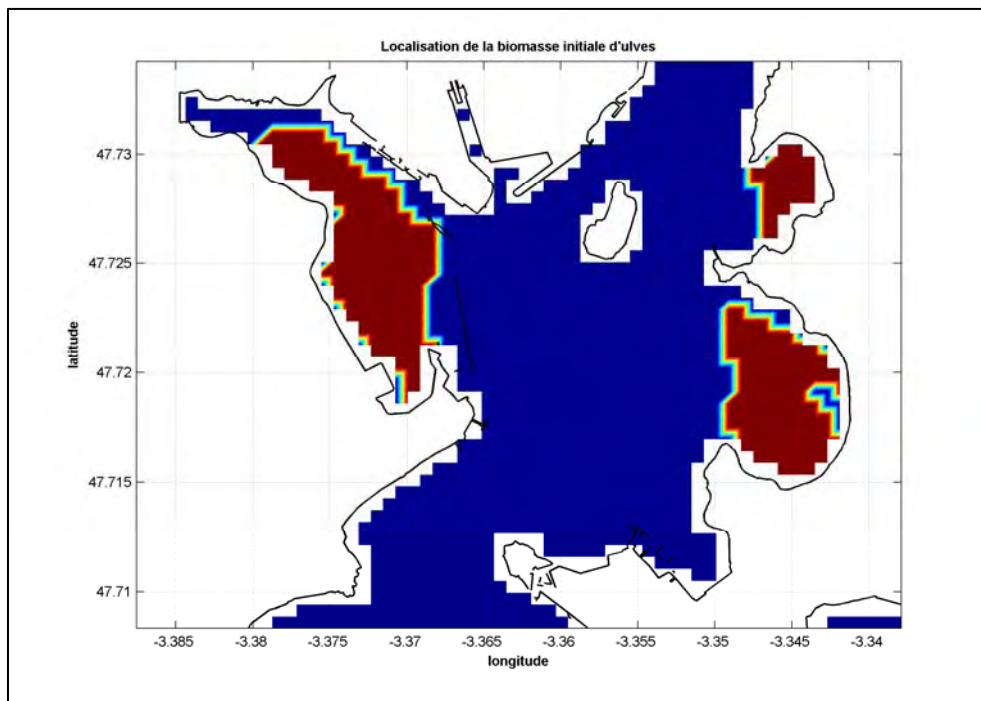


Figure 13 : localisation de la biomasse initiale sur les vasières du Quélisoy, de Port-Louis et de Locmiquélic. Chaque pixel est initialisée avec une biomasse de 20 g.m⁻² P.H. d'ulves

La Figure 14 présente le pourcentage moyen d'émersion calculé par le modèle en rade de Lorient sur l'ensemble du mois janvier 1996. Ce paramètre a été utilisé pour pondérer le taux de mortalité en fonction de la position du dépôt (mortalité d'autant plus forte que le dépôt est situé haut sur la zone d'estran).

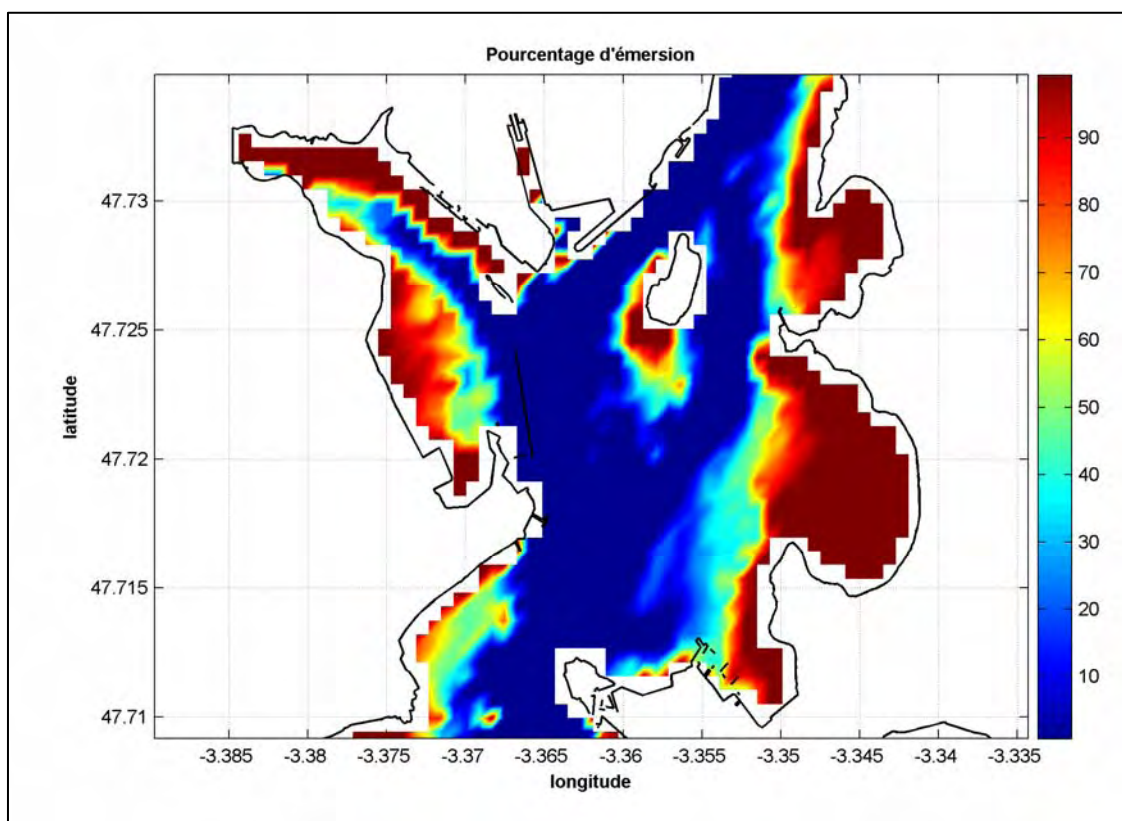


Figure 14 : Pourcentage moyen d'émersion en rade de Lorient estimé sur l'ensemble du mois janvier 1996

5.2. Résultat de la calibration sur l'année 2009

Le calcul du taux de croissance utilise la formulation consolidée et décrite dans le rapport Prolittoral 2007 (utilisation d'une formulation purement multiplicative de la croissance). 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 qu'en bas d'estran entraînant logiquement une dégradation plus forte). On rappelle que la description du modèle biochimique est reportée en annexe 1.

De la même façon que pour les objectifs de qualité déterminés dans le cadre du rapport Prolittoral 2007, un certain nombre de postulats ont été adoptés pour définir la simulation de référence et l'exploitation du modèle en année 2 de simulation :

- Début de la simulation au 01 avril de l'année simulée,
- Spatialisation du stock initial d'algues vertes au moyen des mesures de suivi de la couverture intertidale et des mesures d'estimation de la biomasse totale en algues vertes réalisés depuis 2002 dans le cadre de Prolittoral. Une densité uniforme en algues verte de 20 g/m² en poids humide a été considérée initialement conduisant à un stock total de départ de 22 tonnes en poids humide,
- Dans le cadre des scénarios de réduction des apports en azote dissous : application en début d'année 2 de simulation d'un abattement sur la surface initiale du dépôt d'algues vertes. L'estimation du pourcentage d'abattement de la surface initiale du dépôt est obtenue en évaluant en année 1 la réduction de biomasse (sur les mois d'août et de septembre) entre la situation nominale (non limitée) et la situation limitée (par exemple : 5, 10, 15 ou 20 mg/l). La différence avec la méthode employée dans le cadre des rapports

Prolittoral 2006 et 2007 réside dans le fait qu'en année 2, l'érosion du stock initial d'ulves ne se fait plus sur la densité mais sur la surface (les deux méthodes amènent logiquement à une biomasse initiale identique en début d'année 2). Cette façon de procéder apparaît plus cohérente avec les observations où il a été noté en début de printemps et selon l'année considérée, une population d'ulves plus ou moins importante (fonction du stock total présent à la fin de l'été de l'année précédente et des caractéristiques météo climatiques de l'hiver). La densité pondérale des ulves en sortie d'hiver demeure quant à elle relativement stable d'une année sur l'autre (ulves présentes classiquement à cette époque sous forme de « confettis » de très faible densité). Par ailleurs, dans l'hypothèse d'une diminution importante de l'azote dissous provenant des cours d'eau, l'effet attendu sur la marée verte est une diminution progressive de cette dernière induite par la diminution progressive de la population d'algues vertes (c.a.d. le nombre d'individus) présentes devant le site en sortie d'hiver et non une diminution de leur densité. Enfin, cette nouvelle façon de procéder permet de solutionner le problème lié au facteur d'auto-ombrage en année 2 (cf. explications dans le rapport Prolittoral 2007).

Les figures 15 à 19 ci-dessous présentent les principaux résultats de la calibration du modèle sur l'année de référence 2009.

Concernant l'évolution des biomasses (Figure 15), le maximum de biomasse est atteint fin juin/début juillet avec plus de 6100 t réparti sur les trois vasières étudiées comme suit : 3000 tonnes sur la vasière du Quélisoy, 2500 t sur la vasière de Port-Louis et environ 600 tonnes sur la vasière de Locmiquelic. En comparant ces résultats aux mesures de biomasses effectuées par le CEVA le 19 juin 2007 il apparaît que :

- la biomasse mesurée par le CEVA sur la vasière du Quélisoy en 2007 était de 3700 tonnes. En juin 2009, la biomasse calculée sur le Quélisoy est légèrement inférieure avec environ 3000 tonnes d'algues vertes. Les différences de flux entre 2007 et 2009 (flux plus faibles en 2009) permettent d'expliquer cette différence de biomasse. Le résultat donné par le modèle est donc cohérent sur cette vasière.
- la biomasse mesurée par le CEVA sur la vasière de Port-Louis en 2007 était de 90 tonnes. En juin 2009, la biomasse calculée par le modèle sur cette même vasière est d'environ 2500 tonnes ce qui constitue une différence notable entre la biomasse réelle et la biomasse calculée. Les pixels initialisés pour le modèle sont choisis en fonction du recouvrement maximal des algues vertes sur les vasières. Or, sur la vasière de Port-Louis, le suivi aérien a mis en évidence un départ tardif de la marée verte sur cette vasière qui semble atteindre son maximum de biomasse plus tard dans la saison (août/septembre selon les années). Ce retard de croissance n'est pas intégré dans le modèle et les mesures faites par le CEVA ne représentent pas le maximum de biomasse sur cette vasière. Il est donc probable que la biomasse maximale calculée par le modèle soit proche de la biomasse retrouvée plus tard dans la saison, le pic de biomasse calculé par le modèle étant néanmoins trop précoce par rapport à la réalité.
- la biomasse mesurée par le CEVA sur la vasière de Locmiquelic en 2007 était de 280 tonnes. En juin 2009, la biomasse calculée par le modèle sur cette même vasière est d'environ 600 tonnes. La comparaison des photos aériennes prises en juin 2007 et en juin 2009 montre qu'en 2009, la couverture algale s'est étendue vers le bas de la vasière (Photo 1). Le choix des pixels contenant des algues pour le modèle est cohérent avec la couverture algale observée en 2009. La couverture algale étant plus importante en 2009, il est cohérent que la biomasse soit plus importante cette même année.

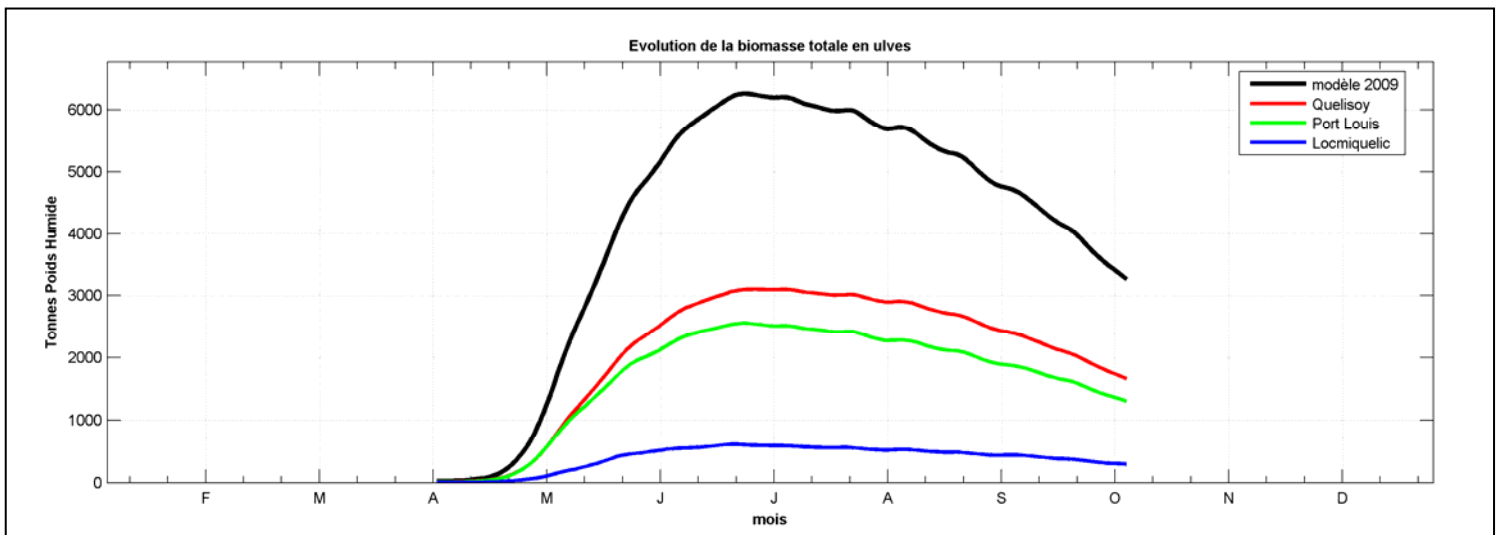


Figure 15 : Evolution de la biomasse en ulves (tonnes en poids humide) totale (en noir), sur la vasière du Quélisoy (en rouge), sur la vasière de Port Louis (en vert) et sur la vasière de Locmiquelic (en bleu)

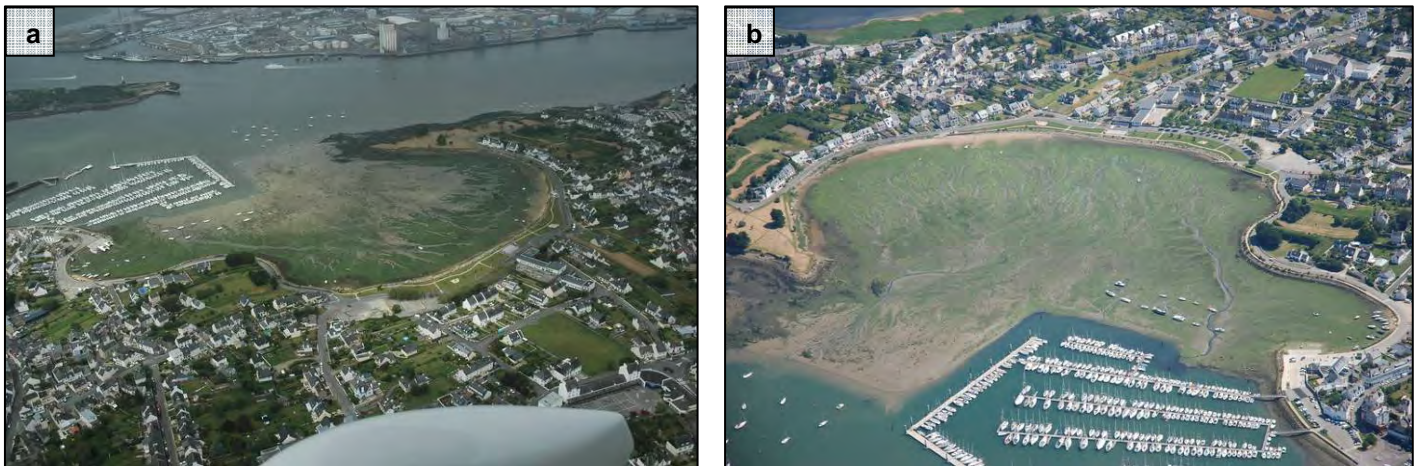


Photo 1 : Vasière de Locmiquelic en juin 2007 (a) et en juin 2009 (b)

L'évolution des quotas azotés calculés par le modèle (Figure 16 a) ont montré des évolutions similaires entre les 4 points fixes choisis avec néanmoins un quota qui reste toujours légèrement supérieur au point 2 situé sur la partie sud de la vasière du Quélisoy (Figure 16 b). Cela s'explique par des temps d'émersion plus faibles que les trois autres points, un apport direct de nutriments par le Ter et indirect par la STEP de Lorient située en face. Cette évolution calculée des quotas est en accord avec la tendance observée à partir des quotas mesurés sur la vasière du Quélisoy en 2009. Néanmoins, les augmentations de quota interne en juin et en août 2009 mesurées par le CEVA ne sont pas représentées du fait de la difficulté à modéliser de telles évolutions. Il est également important de noter la différence d'évolution entre les quotas azotés mesurés par le CEVA en 2009 et ceux de 2008, année de flux importants et au cours de laquelle aucune décroissance significative des quotas internes azotés n'a été observée, signe que les algues ne semblent pas avoir été limitées en azote au cours de cette année 2008.

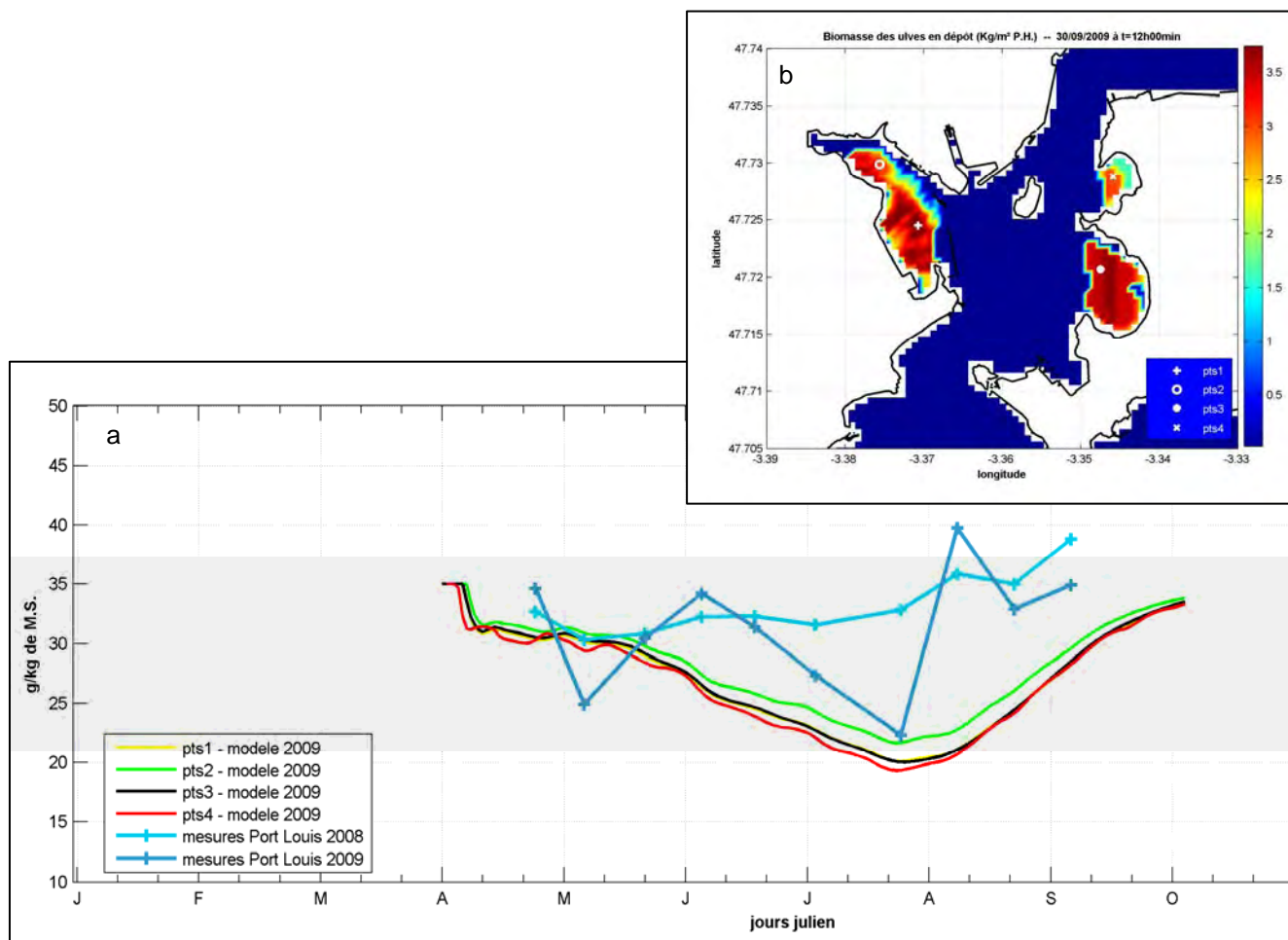


Figure 16 : Evolution calculée du quota en azote en 4 points fixes et comparaison avec les mesures de quota effectués sur la vasière du Quélisoy en 2008 et 2009 (a). Situation géographique des 4 points fixes (b)

La cartographie des biomasses algales (Figure 17 a) générée à partir du modèle permet d'identifier les zones de plus fortes biomasses au 9 juillet 2009. Sur la vasière du Quélisoy, les plus fortes biomasses sont localisées dans la zone médiane et supérieure de l'estran en accord avec la cartographie des biomasses établie par le CEVA en juin 2007 à partir de mesures in situ (Figure 18).

Sur la vasière de Port-Louis, l'analyse de la photo aérienne sur laquelle la couverture algale semble être maximale montre que la biomasse la plus importante se situe préférentiellement dans la partie haute de l'estran (Photo 2). De la même façon, les biomasses modélisées sont supérieures dans la partie haute de l'estran. Néanmoins, l'initialisation de chaque pixel avec une même biomasse (20 g/m^2) induit une répartition de la biomasse algale plus uniforme que celle observée réellement.

Sur la vasière de Locmiquélic, la tendance s'inverse avec des biomasses modélisées supérieures en bas d'estran. L'analyse de la vue aérienne de cette vasière en juillet 2009 semble confirmer cette tendance, le taux de recouvrement paraissant plus important dans la partie inférieure de la vasière (Photo 3). Néanmoins, la différence entre le haut et le bas de l'estran est sans doute surestimée par le modèle. L'analyse visuelle à partir de la vue aérienne tend à indiquer une différence moins prononcée entre les biomasses du haut et du bas de l'estran.

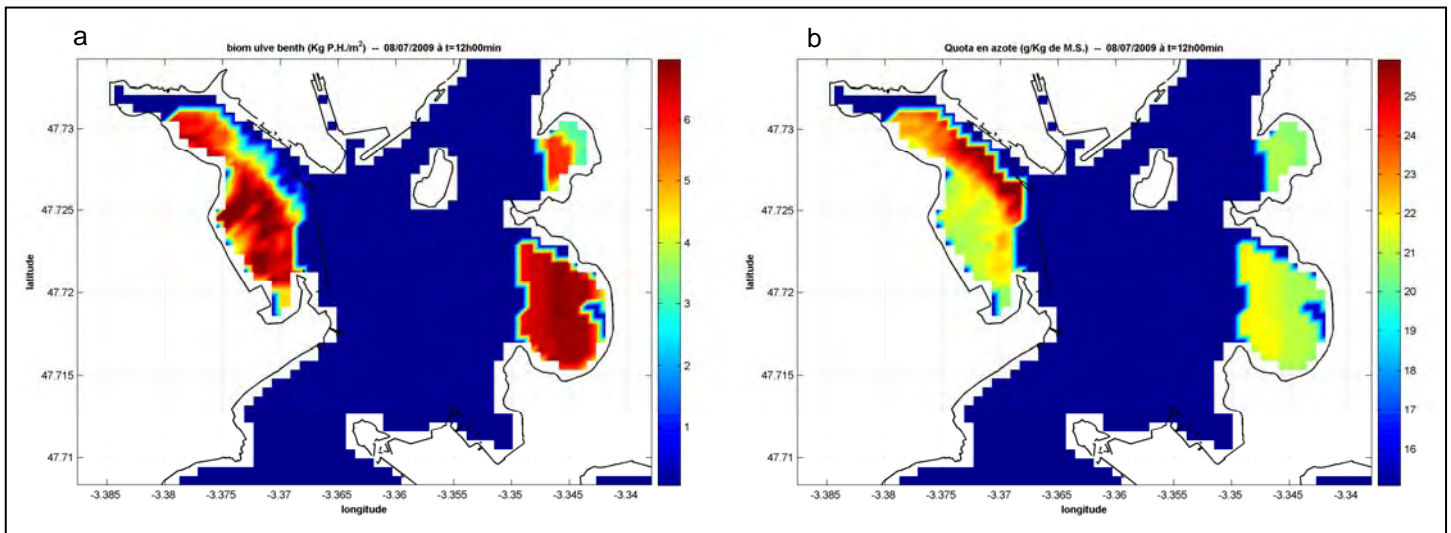


Figure 17 : Cartographie de la biomasse en dépôt (a) et du quota en azote (b) calculés par le modèle au 9 juillet 2009

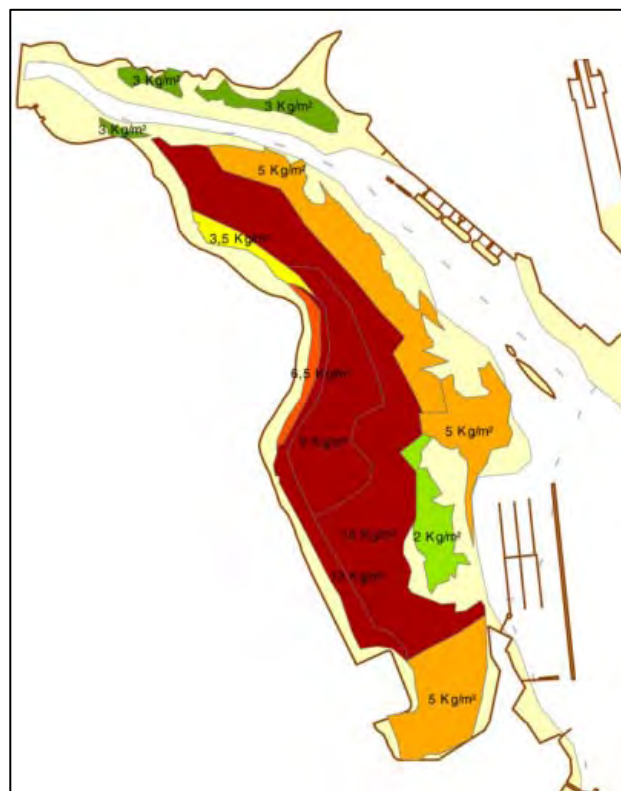


Figure 18 : Cartographie des biomasses présentes sur la vasière du Quélisoy le 19 juin 2007



Photo 2 : Vue aérienne de la vasière de Port-Louis en septembre 2009



Photo 3 : Vue aérienne de la vasière de Locmiquélic en juillet 2009. Le tracé rouge délimite les zones identifiées après modélisation comme étant différentes en termes de biomasses algales

L'évolution du taux de croissance journalier relatif (Figure 19) montre une évolution beaucoup plus stable que celui observé sur les systèmes ouverts. La saisonnalité est moins marquée. Néanmoins, le printemps reste la saison à laquelle les taux de croissance instantanés sont les plus importants. Le taux de croissance relatif se situe aux alentours de 0,20 entre mai et juillet (avec un maximum de 0,25) et décline à partir du moins d'août pour atteindre 0,05 au mois d'octobre. Ces résultats sont en accord avec ceux de Barr (2007), qui a mesuré des taux de croissance compris entre 0,04 et 0,10 en hiver, un taux de croissance moyen de 0,29 en été et compris entre 0,07 et 0,20 à la fin de l'été.

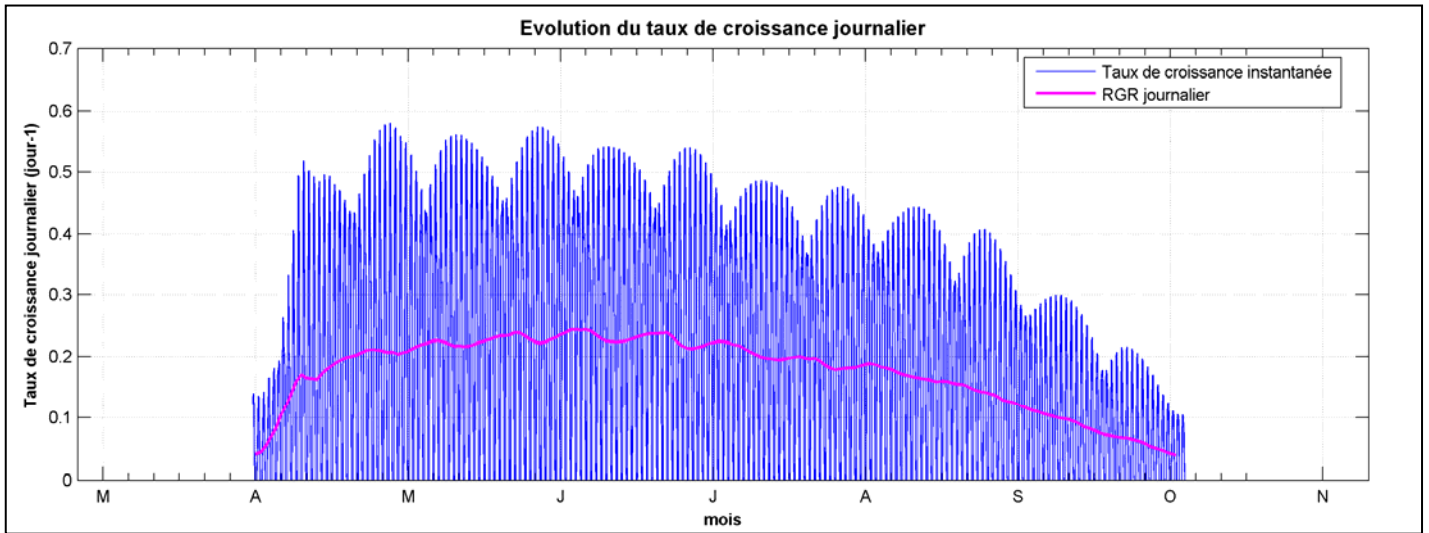


Figure 19 : Evolution calculée du taux de croissance instantané (en bleu) et journalier relatif (en rouge) en un point fixe (point 1, voir figure 16 b)

Contrairement aux tendances observées sur les milieux ouverts, l'effet limitant de l'azote est réellement marqué à partir du mois de juin, c'est-à-dire plus tardivement que sur les plages. La proximité avec les différentes sources d'azote et la dilution moins importante dans les milieux semi-fermés tels que la rade de Lorient peuvent expliquer l'effet limitant plus tardif et moins marqué de l'azote sur les milieux vaseux.

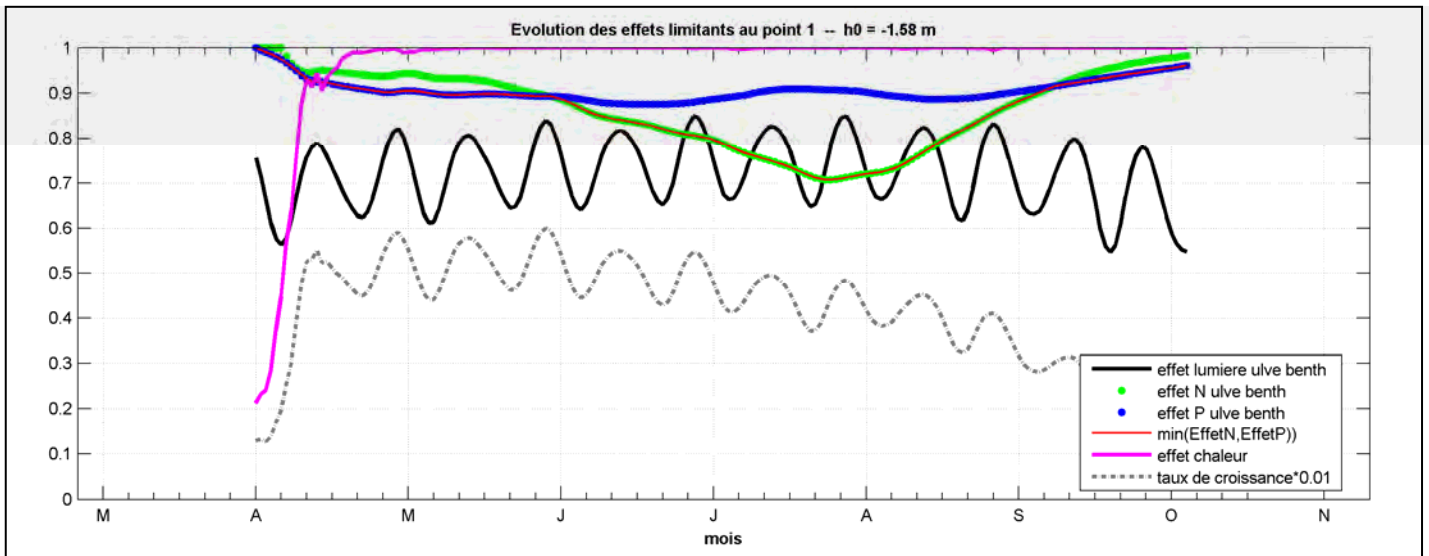


Figure 20 : Evolution calculée à 12h00 T.U. de chaque jour de l'effet limitant de l'azote, du phosphore, de la lumière et de la chaleur en un point fixe (point 1, voir figure 16 b). La courbe rouge indique l'effet le plus limitant entre l'azote et le phosphore

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

- le modèle reproduit de manière fiable l'évolution des quotas azotés mesurés en 2009.
- les répartitions des biomasses sur l'estran des trois vasières sont bien reproduites.
- le départ tardif de la croissance algale sur la vasière de Port-Louis n'est pas retranscrit par le modèle ce qui conduit à une biomasse surévaluée par le modèle sur cette vasière et à un pic de biomasse plus précoce que celui observé réellement
- l'évolution du taux de croissance montre une saisonnalité moins marquée que celle modélisée sur des systèmes ouverts.
- les valeurs de taux de croissance modélisés sont en accord avec les valeurs de la littérature.
- l'effet limitant de l'azote issu du modèle est moins prononcé que sur les milieux ouverts et apparaît plus tardivement au cours de l'été (juin).

5.3. Fraction de l'azote contenue dans les ulves de la rade de Lorient incluant l'azote dissous relargué par le sédiment

La contribution de chacune des sources d'azote prise en compte dans le modèle est représentée en Figure 21. A l'inverse des précédentes études dans lesquelles le relargage sédimentaire restait fixe tout au long de l'année, il évolue désormais en fonction des concentrations en nutriments dissous dans la colonne d'eau ce qui permet une représentation plus réaliste de ce paramètre. Ainsi, dans les résultats présentés ci-dessous, le relargage sédimentaire est toujours intégré.

Sur l'ensemble de la rade de Lorient (Figure 21 a), le Blavet représente 56 % des apports en azote complété par le Scorff et le Scave qui regroupe près de 27 % des apports azotés. Le sédiment participe à hauteur de 9 % des apports en azote ce qui constitue une fraction plus importante que celle modélisée sur les milieux ouverts. Les autres contributeurs représentent une fraction très faible de l'azote des ulves. Il est à noter la contribution relativement importante du Ter sans doute surestimée du fait d'une valeur constante introduite dans le modèle par manque de mesures plus précises.

L'analyse de l'origine de l'azote par vasière montre que les principales sources restent le Blavet, le Scorff + le Scave et le sédiment pour la vasière du Quélisoy (Figure 21 b), de Port-Louis (Figure 21 c) et de Locmiquélic (Figure 21 d), la différence entre les trois vasières se faisant plus au niveau de la contribution des petites sources locales. La vasière du Quélisoy est d'avantage soumise aux apports de la STEP de Lorient et du Ter (dont le pourcentage reste surestimé pour les raisons invoquées ci-dessus), tandis que les vasières de Port-Louis et Locmiquélic sont sous l'influence de la STEP de Port-Louis.

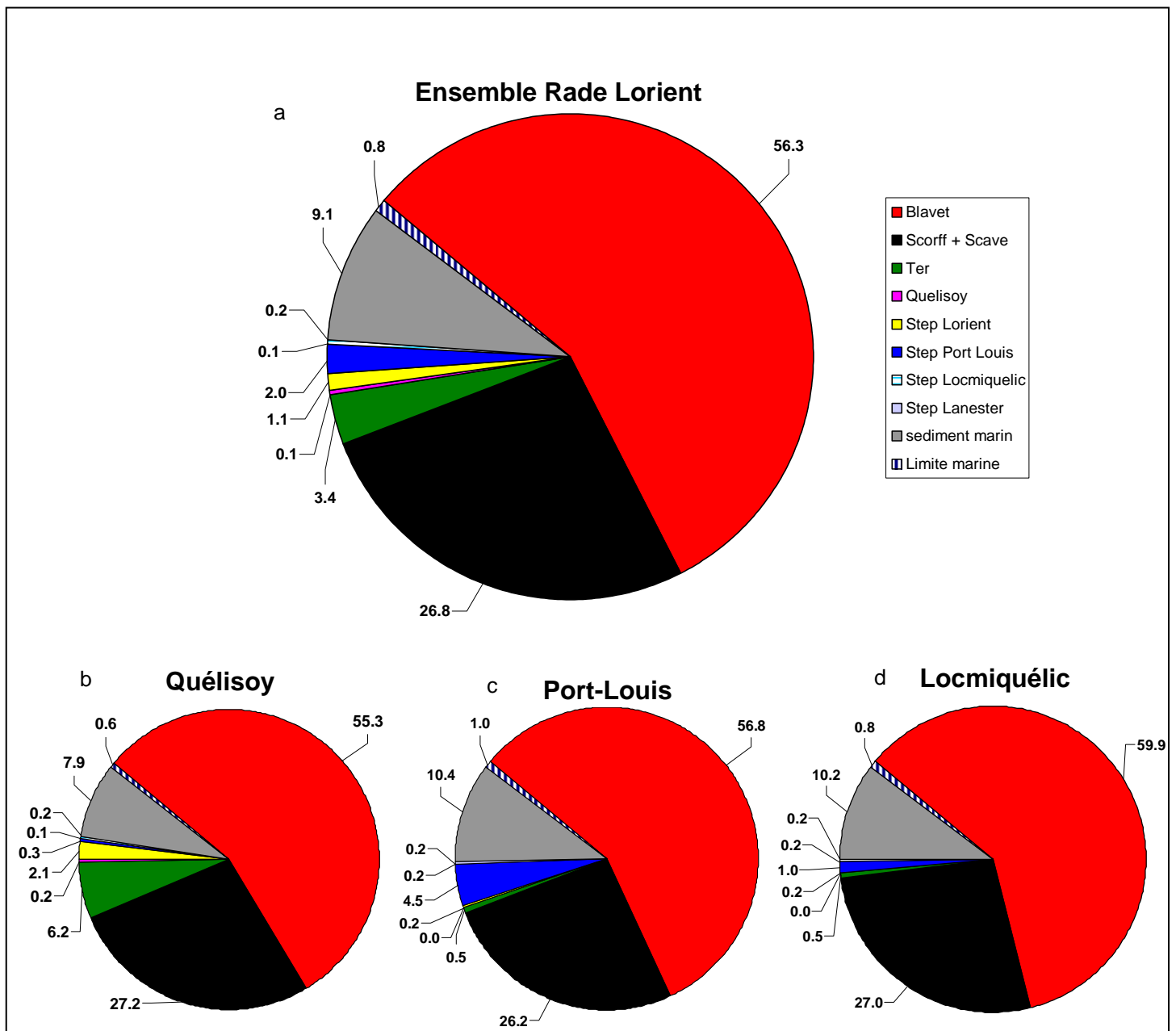


Figure 21 : Origine de l'azote contenu dans les ulves sur l'ensemble de la rade de Lorient (a) et spécifiquement sur la vasière du Quélisoy (b), de Port-Louis (c) et de Locmiquélic (d) (moyenne de mai à septembre)

L'analyse de l'évolution saisonnière des différents contributeurs a confirmé la prédominance du Blavet et du Scorff comme source principale sur l'ensemble de la période comprise entre avril et octobre, leur contribution ajoutée s'élevant à 80 % de l'azote dans le milieu. Le Scave et le sédiment sont chacun à l'origine d'environ 7 % de l'azote contenu dans les ulves entre mai et août. La contribution du sédiment démontre néanmoins une saisonnalité marquée notamment en début et fin de saison.

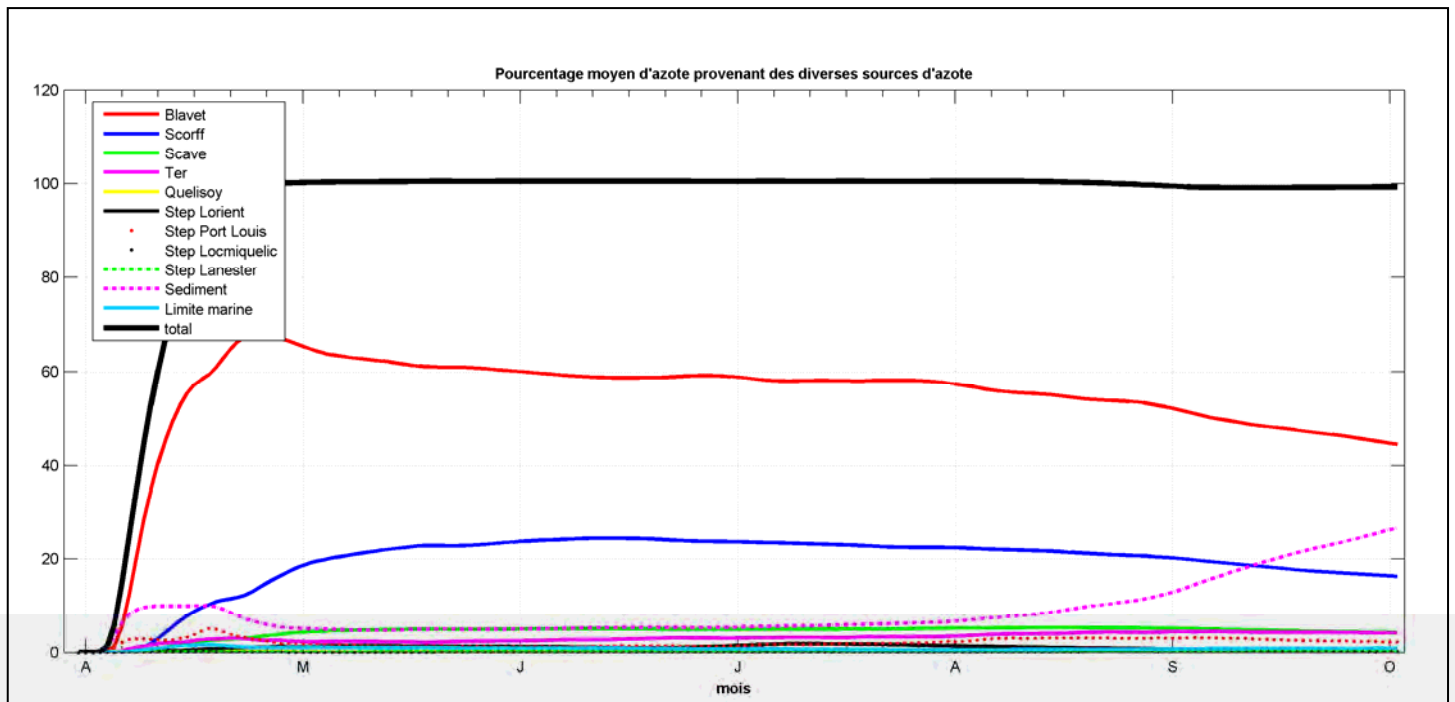


Figure 22 : Evolution saisonnière de l'origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la Rade de Lorient

- Le modèle permet d'identifier le Blavet et le Scave comme principaux contributeurs aux apports azotés permettant le maintien de la biomasse algale au cours de la saison estivale.
- En système vaseux, le sédiment constitue également un contributeur non négligeable favorable à la croissance des ulves contrairement aux systèmes ouverts où sa contribution reste marginale.

5.4. Simulation des scénarios de réduction des apports en azote dissous

5.4.1. Description des scénarios utilisés

Deux types de scénarios de réduction des apports en azote inorganique dissous ont été appliqués dans le modèle :

- suppression de toutes les sources d'azote en ne laissant agir que l'influence de la limite marine et du sédiment
- limitation simultanée de la concentration en azote de l'ensemble des rejets à 5, 10, 15, 20 et 25 mg.l^{-1} . Les valeurs de la limite marine et du sédiment ne sont pas soumises à ces limitations.

Ces deux scénarios ont été appliqués à l'année météo-climatique 2009, année moyenne en termes de flux et à l'année météo-climatique 2006, année plus sèche que l'année 2009, notamment à partir du mois de juin. La prise en compte du sédiment a été effectuée dans tous les résultats présentés.

5.4.2. Résultats pour l'année 2009

Les concentrations moyennes des nitrates dans les différents cours d'eau (Blavet, Scorff, Scave, Ter et Quelisoy) ont été comprises entre 26.3 et 22.6 mg/l (Tableau 1) avec des flux d'azote inorganique dissous très importants, notamment pour le Blavet et le Scorff avec 5159 et

905 kg/j, respectivement. Les STEP ont présentées des concentrations en nitrates et des flux très différents entre elles. Les concentrations en nitrates restent très faibles pour les STEP de Lorient et de Port-Louis (1,8 et 4,3 mg/l, respectivement). Les concentrations en nitrates issues de la STEP de Lanester sont proches des différents cours d'eau (20,8 mg/l). En revanche, la concentration de nitrates issue de la STEP de Locmiquélic est supérieure à la moyenne des cours d'eau avec 119,6 mg/l. En termes de flux d'azote inorganique dissous, ils évoluent entre 19 et 76 kg/j, le maximum étant obtenu par la STEP de Port-Louis.

Bien qu'issues d'un maximum de données *in situ*, les valeurs obtenues pour les STEP, le Ter et le Quélisoy restent approximatives du fait du peu de mesures disponibles. Ainsi, il est probable qu'il y ait une surestimation de la contribution de ces exutoires.

Tableau 1 : Récapitulatif des concentrations moyennes en nitrates et des flux moyen en azote inorganique dissous (NID) issus des différents exutoires entre mai et septembre 2009

Concentrations moyennes en nitrate et flux moyens en NID sur la base de l'année 2009												
	Blavet		Scorff		Scave		Ter		Quélisoy		STEP Lorient	
	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)
de mai à septembre :	26.3	5159	22.2	905	25.4	220	22.6	88	22.6	5	1.8	23
	STEP Port Louis		STEP Locmiquelic		STEP Lanester							
	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)	NO3 (mg/l)	NID (kg/j)						
de mai à septembre :	4.3	76	119.6	19	20.8	19						

Les résultats des différents scénarios de réduction d'apports azotés sont présentés dans le Tableau 2. Les pourcentages d'abattement ont été calculés d'une part en se plaçant au pic de biomasse et d'autre part en effectuant une moyenne de la biomasse totale produite sur les mois d'août-septembre.

Les résultats montrent que :

- sur l'ensemble de la vasière, l'abattement de la marée verte atteint 45 % avec une limitation de l'ensemble des exutoires à 10 mg/l.
- parmi les trois vasières modélisées, la vasière de Locmiquélic est la plus réactive aux différents scénarios de réduction d'apports azotés avec près de 97 % d'abattement de la marée verte en l'absence de sources d'azote (excepté le sédiment et la limite marine) sur août-septembre. Cette vasière montre un abattement de 30 % dès la limitation en nitrates à 20 mg/l.
- l'abattement sur la vasière de Port-Louis atteint plus de 50 % sur la période août-septembre avec une limitation à 10 mg/l et atteint un maximum de 90 % lorsque toutes les sources d'azote terrigènes sont supprimées.
- la vasière du Quélisoy est celle qui répond le plus faiblement en termes d'abattement de biomasses algales, les 50 % d'abattement sur août-septembre étant atteints à une limitation de rejets azotés compris entre 5 et 10 mg/l.
- Un abattement notable (> 50 %) sur le pic de biomasse est atteint à partir d'une concentration de nitrates de 5 mg/l.
- Les limitations à 20 et 25 mg/l n'ont que très peu d'impact sur l'abattement de la marée verte étant donné que ces concentrations sont proches de celles observées actuellement.

Tableau 2 : Résultats des différents scénarios de réduction d'apports azotés sur l'année 2009 pour l'ensemble des 3 vasières et sur chacune des vasières, au maximum de biomasse et sur la période comprise entre août et septembre (avec flux sédimentaires)

Scénarios	% d'abattement estimé au maximum de biomasse par rapport à la situation réelle de 2009				% d'abattement estimé sur août-septembre par rapport à la situation réelle de 2009			
	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic	total 3 vasières	Quelisois	Port Louis	Locmiquelic
Sans apports de NO3 et NH4 par les rivières et les STEP	81	82	78	86	91	90	92	97
Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires	56	50	60	70	70	62	77	88
Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires	31	25	36	46	45	34	53	70
Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires	15	10	16	40	24	16	25	61
Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires	5	3	5	17	8	4	9	30
Limitation de NO3 à 25 mg/l sur l'ensemble des exutoires	1	1	1	2	1	1	1	4

5.4.3. Résultats pour l'année 2006

La comparaison calculée entre les années 2009 et 2006 en termes d'évolution de biomasses algales (Figure 23) montre que leur pic de biomasse est comparable, la différence étant plus marquée sur la période d'août à octobre. Sur cette période, l'année 2006 est plus sèche que l'année 2009 ce qui entraîne un déclin plus rapide de la marée verte en 2006, notamment sur la vasière de Locmiquelic.

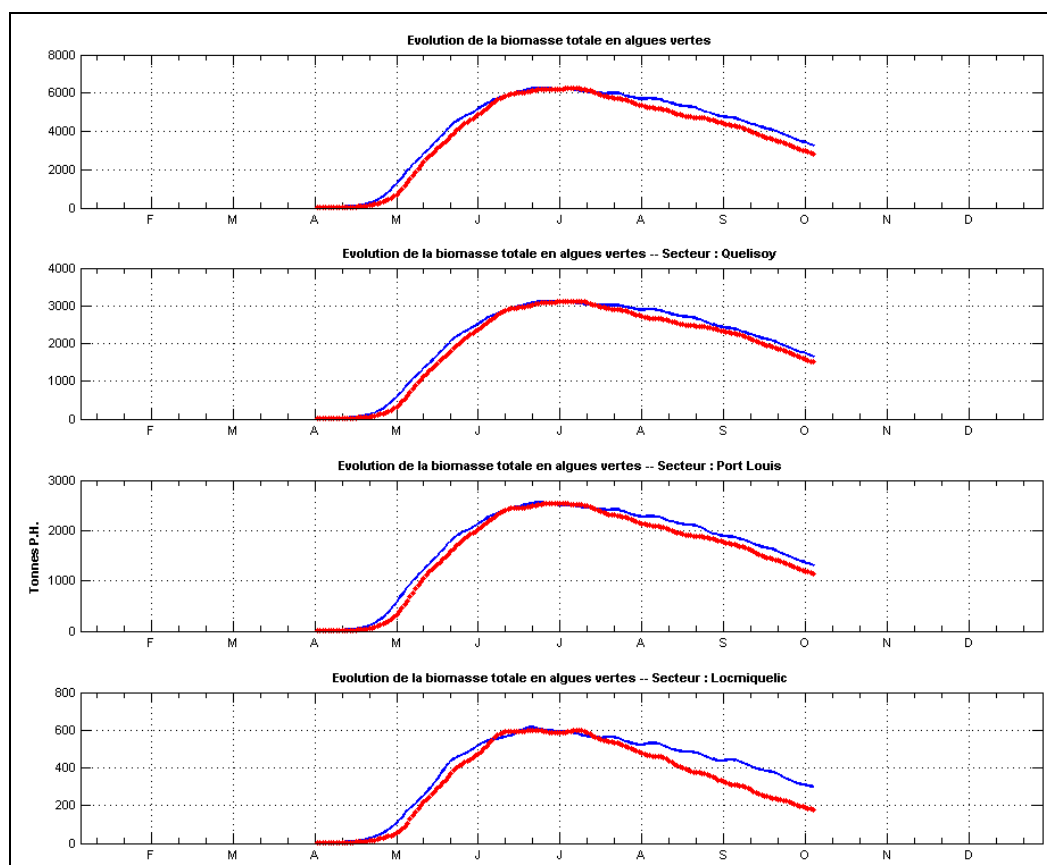


Figure 23 : Evolutions comparées des biomasses algales entre l'année 2009 (en bleu) et l'année 2006 (en rouge), sur l'ensemble des vasières et sur les vasières individualisées du Quéliisoy, de Port-Louis et de Locmiquelic

Les résultats obtenus avec les différents scénarios de limitation sont récapitulés dans le Tableau 3. Même si le développement algal présente une différence peu marquée entre les années 2006 et 2009, un abattement de 50 % sur août-septembre est néanmoins obtenu sur 2006 avec une limitation à 10 mg/l, près d'un tiers de la biomasse algale étant supprimée à partir de 15 mg/l. En considérant les abattements au maximum de biomasse, la réduction est supérieure de 5 % en 2006 par rapport à 2009 dans les mêmes gammes de concentrations de 10 et 15 mg/l.

Ces résultats montrent qu'un abattement de la biomasse algale de 50 % sur la période août-septembre peut être obtenu avec une concentration comprise entre 5 et 10 mg/l. La contrainte de limitation est donc plus importante sur des milieux vaseux et semi-fermés que sur des milieux ouverts et sableux sur lesquelles les précédentes études fixaient des résultats d'abattements similaires de la biomasse algale avec des réductions d'apports azotés à 15 mg/l.

Tableau 3 : Comparaisons des résultats des scénarios de réduction d'apports azotés en rade de Lorient entre 2006 et 2009

Scénarios	% d'abattement calculé au maximum de biomasse		
	2006	2009	Ecart 2006-2009
Sans apports en NO3 et NH4 des rivières	82	81	1
Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires	58	56	2
Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires	36	31	5
Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires	21	15	5
Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires	10	5	5
Limitation de NO3 à 25 mg/l sur l'ensemble des exutoires	3	1	2
Scénarios	% moyen d'abattement estimé sur août-septembre		
	2006	2009	Ecart 2006-2009
Sans apports en NO3 et NH4 des rivières	92	91	0
Limitation de NO3 à 5 mg/l sur l'ensemble des exutoires	73	70	3
Limitation de NO3 à 10 mg/l sur l'ensemble des exutoires	51	45	6
Limitation de NO3 à 15 mg/l sur l'ensemble des exutoires	31	24	7
Limitation de NO3 à 20 mg/l sur l'ensemble des exutoires	16	8	7
Limitation de NO3 à 25 mg/l sur l'ensemble des exutoires	5	1	3

6. Conclusion

En rade de Lorient, sur la base de l'année hydrologique 2009, l'étude de la fraction de l'azote contenu dans les ulves souligne le rôle essentiel joué par le Blavet sur la période de production des ulves de mai à septembre (56 %). L'azote provenant du Scorff + Scave apparaît comme le second contributeur avec une participation stable sur l'ensemble de la saison de prolifération de mai à septembre de 27 %, le troisième contributeur étant le sédiment avec 9 %. Les apports marins participent beaucoup moins que ce qui avait été mis en évidence sur les précédentes études effectuée en milieu ouvert, sans doute du fait de la configuration semi-fermée de la rade de Lorient. En fixant un objectif d'abattement de la biomasse de moitié par rapport à la situation nominale estimée sur l'année **2009**, le modèle montre qu'il faudrait limiter les teneurs en nitrates des rivières à des concentrations inférieures à **10 mg/l**. Sur une année hydrologique plus sèche comme **2006**, des teneurs en nitrates limitées à **10 mg/l** seraient suffisantes pour obtenir un abattement de la marée verte de 50 % sur la période août-septembre. Sur les sites vaseux, le confinement et le rôle non négligeable du sédiment rendent la reconquête de la qualité du milieu plus difficile en exigeant une diminution par **2,5** des concentrations en nitrates actuellement présentent en rade de Lorient. De plus, la contribution du Blavet s'élevant à 56 % de l'azote présent dans les ulves, la reconquête de la qualité du milieu passera également par une amélioration de la qualité des eaux du Scorff et du Scave, issues du même bassin versant.

Il est rappelé que ces réductions de biomasse sont calculées pour une année 1 d'abattement de sels nutritifs. Une stabilisation, en quelques années, de la biomasse à des niveaux plus bas (voire un désamorçage de sa reconduction pour cause de stocks résiduels trop bas) est envisageable, mais le modèle ne permet pas aujourd'hui de faire des scénarios pluriannuels. Il est donc nécessaire de bien préciser que ces résultats ne prennent pas en considération l'effet pluri-annuel d'une réduction de flux (érosion de la biomasse sur plusieurs années) et qu'ils constituent par conséquent des abattements à minima.

Les données acquises *in situ* ont permis d'améliorer la paramétrisation des rejets sédimentaires en les faisant évoluer en fonction de la concentration des nutriments dissous dans la colonne d'eau notamment pour les nitrates et les orthophosphates. Cette modification a permis d'intégrer le rejet sédimentaire dans tous les scénarios d'abattements en évitant une surestimation de la participation de ce compartiment qui pouvait avoir lieu précédemment du fait que ce paramètre était fixe quelle que soit la saison et quel que soit les évolutions de concentrations dans le milieu. Cela souligne la part incontournable qu'a l'acquisition des données *in situ* pour faire évoluer le modèle vers une représentation de plus en plus fine du développement des marées vertes.

L'utilisation d'un modèle bidimensionnel pour calculer les panaches de dispersion sur des zones estuariennes où des processus de stratification sont à l'œuvre ne permet probablement pas de représenter finement la dilution des rejets. Cette considération concerne plus fortement la contribution réelle du relargage sédimentaire à la croissance des algues dans la mesure où l'on considère dans le modèle une dilution instantanée dans la colonne d'eau de l'azote dissous provenant du sédiment. Or, les observations sur les zones de vase décrivent un système où les ulves surnagent sur le sédiment et forment une couche opaque dans laquelle l'azote du sédiment serait faiblement dilué et profiterait donc directement aux algues. A ce titre, il serait intéressant de mesurer en phase de flot l'azote dissous dans la couche de fond (couche située entre le sédiment et le tapis d'ulves légèrement décollé) et la surface (située entre le tapis d'ulves et la surface). Ces mesures permettraient en effet de confirmer ou d'infirmer la capacité réelle du compartiment sédimentaire à alimenter significativement les ulves en azote dissous sur les milieux vaseux estuariens. Par l'exploitation d'un modèle tridimensionnel, ces différents aspects pourront être affinés.

7. Bibliographie

- Asmus R. 1986. Nutrient flux in short-term enclosures of intertidal sand communities. *Ophelia*. 26:1-18.
- 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.
- Cabrita M.T., Brotas V. 2000. Seasonal variation in denitrification and dissolved nitrogen fluxes in intertidal sediments of the Tagus estuary, Portugal. *Marine Ecology Progress Series*. 202: 51-65.
- Lerat Y. 1990. Cycles annuels de la matière organique et des éléments nutritifs dans les sédiments d'un écosystème côtier (baie de Morlaix, France), interactions avec le compartiment pélagique. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 212 p.
- Hopkinson Jr. C.S. 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Marine Biology*. 94:127-142.
- Magalhaes C.M., Bordalo A.A., et Wiebe W.J. 2002. Temporal and spatial patterns on intertidal sediment-water nutrient and oxygen fluxes in the Douro River estuary, Portugal. *Marine Ecology Progress Series*. 233: 55-71.
- 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(1, part 2), 2006, 591-601.
- Ogilvie B., Nedwell D.B., Harrison R.M., Robinson A., Sage A. 1997. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks: the nitrogen budget of the river Colne estuary (United Kingdom). *Marine Ecology Progress Series*. 150: 217-228.
- Reay W.G., Gallagher D.J., Simmons Jr.G.M. 1995. Sediment-water column oxygen and nutrient fluxes in nearshore environments of the lower Delmarva Peninsula, USA. *Marine ecology progress series* 118: 215-227.
- Risgaard-Petersen N., Dalsgaard T., Rysgaard S., Christensen P. B., Borum J., McGlathery K., Nielsen L.P. 1998. Nitrogen balance of a temperate eelgrass *Zostera marina* bed. *Marine Ecology Progress Series*. 174:281-291.
- Sakami T., Nishimura O. et Sudo R. 2006. Tidal time-scale variation in nutrient flux across the sediment-water interface of an estuarine tidal flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67: 653-663.
- Solomon C. T., Hotchkiss E. R., Moslemi J. M., Ulseth A. J., Stanley E. H., Hall R. O., Flecker A. S. 2009. Sediment size and nutrients regulate denitrification in a tropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 28: 480-490.
- Trimmer M., Nedwell D.B., Sivyer D.B. et Malcolm S.J. 2000. Seasonal organic mineralisation and denitrification in intertidal sediments and their relationship to the abundance of *Enteromorpha* sp. and *Ulva* sp. *Marine Ecology Progress Series*. 203: 67-80.

ANNEXE 1 : Description du modèle écologique développé en baie de Fresnaye

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

1. Formulation du modele biochimique

Le modèle écologique « MARS ULVE » est un programme de simulation d'advection 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). Le code de calcul développé permet donc la simulation des processus hydrodynamiques et biochimiques. Dans un souci de simplification en rapport avec les objectifs de modélisation et de contrainte liée au temps de développement, la modélisation des processus sédimentaires n'a pas été retenue.

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 11 variables d'état modélisées sont :

- l'azote minéral dissous sous la forme nitrate (NO_3) et ammonium (NH_4), 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,
- l'azote minéral dissous sous la forme nitrate (NO_3) et ammonium (NH_4), le phosphore minéral dissous provenant du sédiment.

Symbole	Définition	Type	Unité
X ₁	ammonium	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₂	nitrate	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₃	phosphate	dissous	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₄	azote détritique	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₅	phosphore détritique	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
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)
X ₉	nitrate provenant du sédiment	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₁₀	ammonium provenant du sédiment	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X ₁₁	phosphore provenant du sédiment	particulaire	$\mu\text{mol.l}^{-1}$

• 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 :

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

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

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 :

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

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 :

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

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)

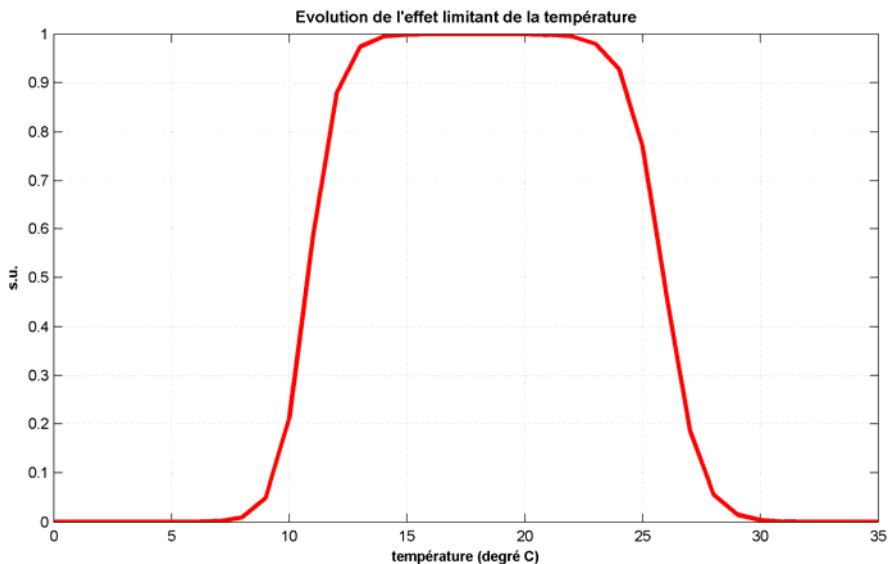


Figure 1 : Evolution de l'effet limitant de la température

Effet de la lumière

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

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

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 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.

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

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

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

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

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

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_{surf} , 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 :

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

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) :

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

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

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

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

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 :

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

avec :

$$\left\{ \begin{array}{l} V_{\max Nulva}(t) : \text{vitesse maximale d'absorption de l'azote par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ V_{\max Pulva}(t) : \text{vitesse maximale d'absorption du phosphate par les ulves (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ K_{Nulva}(t) : \text{constante de demi-saturation pour l'azote (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ K_{Pulva}(t) : \text{constante de demi-saturation pour le phosphate (fonction tabulée interpolée linéairement)} \\ \text{Les valeurs tabulées de } V_{\max Nulva}(t), V_{\max Pulva}(t), K_{Nulva}(t) \text{ et } K_{Pulva}(t) \text{ proviennent de mesures CEVA et d'ajustements opérés lors de la phase de calibration du modèle} \end{array} \right.$$

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 en dépôt et 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 en dépôt et émergées, 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 : $k_{RemN} = k_{minN} * f_T$ et pour le phosphore : $k_{RemP} = k_{minP} * f_T$ avec :

k_{minN} : taux de reminéralisation de l'azote dans l'eau (j-1)

k_{minP} : 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 $k_T = 0.07 \text{ } ^\circ C$ et : k_{nitrif_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
μ_{maxulva}	Taux de croissance maximum	j^{-1}	1	Calibration
I_{optulva}	Intensité lumineuse optimale	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_{min}	Température minimum	$^{\circ}\text{C}$	8	Calibration
T_{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)	$\mu\text{mol L}^{-1}$	-	Duflou, 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)	$\mu\text{mol g}^{-1}$	-	Duflou, 1988
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_{NH_4}	Rejet NH_4 du sédiment (fonction tabulée)	$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	-	Ceva, 2009
SED_{NO_3}	Rejet NO_3 du sédiment	$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	-	Ceva, 2009
SED_{PO_4}	Rejet PO_4 du sédiment	$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	-	Ceva, 2009
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