

# Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine

(Bretagne sud, Pays de la Loire, Poitou-Charente)

service  
ressources  
naturelles  
et paysages

**Mission D : rapport de synthèse de l'étude**

Janvier 2015

**ANALYSE  
ET CONNAISSANCE**  
Collection

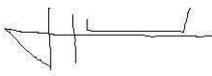




 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	3/100

## Étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine

### *Mission D : Rapport de synthèse de l'étude*

<b>Objet</b>					
<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>					
<b>Rédacteur</b>			CEVA		
<b>Liste de diffusion :</b>					
Nom	Structure		Nom	Structure	
Isabelle BERTRAND Hélène LEGRAND Membres du COPIL	DREAL Pays de Loire DREAL Pays de Loire DREAL Centre, DREAL Poitou-Charente, DREAL Bretagne, DIRM NAMO, DDTM 56, DDTM 44, DDTM 85, DDTM 17, ABLB, IFREMER.				
<b>Visas</b>					
Structure	CEVA	CEVA	DREAL		
Nom	Sylvain Ballu	Nadège ROSSI	Hélène LEGRAND		
Qualité	Chef Projet	Responsable qualité	Pilotage Etude		
Visa					





## Rapport de synthèse de l'étude

Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
Date	20/01/2015
Page	4/100



## Sommaire

Résumé.....	11
1. Objectifs de l'étude et outils/méthodes mobilisés .....	14
1.1. Rappel de l'objet du marché .....	14
1.2. Outils et méthodes mobilisés .....	15
1.2.1. Mission A.....	15
1.2.2. Mission B .....	15
1.2.3. Mission C.....	17
1.2.4. Mission D .....	18
2. Etat des lieux des échouages algaux et marées vertes sur le secteur d'étude.....	19
2.1. Echouages algaux.....	19
2.1.1. Description des échouages macroalgaux.....	19
2.1.2. Les différents types de marées vertes .....	20
2.2. Description biologique des marées vertes .....	23
2.2.1. Cycle de développement.....	23
2.2.2. Caractéristiques écophysiologicals.....	24
2.3. Historique et quantification des marées vertes .....	24
2.3.1. Historique .....	24
2.3.2. Quantification .....	27
2.4. Zoom sur les principales zones d'échouages .....	30
3. Causes de la prolifération des algues vertes sur le secteur d'étude .....	33
3.1. Eutrophisation des eaux littorales.....	33
3.1.1. Rappel du phénomène .....	33
3.1.2. Identification des sources sur le secteur d'étude.....	36
3.1.3. Quantification des flux et hiérarchisation des sources.....	37
3.2. Autres facteurs favorisant l'eutrophisation.....	42
3.2.1. Facteurs chimiques .....	42
3.2.2. Facteurs physiques.....	42
3.2.3. Facteurs biologiques.....	44
3.3. Discussion .....	45
4. Facteurs de contrôle de la prolifération des algues vertes.....	48
4.1. Axe préventif .....	48
4.2. Axe prédictif.....	55
5. Scénarios de réduction des marées vertes sur le secteur d'étude.....	59
5.1. Utilisation de la modélisation numérique .....	59
5.1.1. Description sommaire de l'outil de modélisation .....	59
5.1.2. Données utilisées .....	60
5.1.3. Validation sur 2009 et 2012 des modèles de rang 1 « Loire-vilaine » et « Sables d'Olonne-Ile de Ré ».....	61
5.1.4. Scénarios testés .....	64
5.2. Résultats fournis par le modèle.....	65
5.2.1. Identification des principales sources de nutriments alimentant la prolifération des algues vertes .....	65
5.2.2. Mission MC : Scénarios de réduction des flux de nutriments.....	67
5.2.3. Mission MC4bis : réduction des marées vertes sur les sites d'échouages (simulations complémentaires).....	68
5.3. Discussion : portée et limites de la modélisation réalisée.....	73
5.3.1. Dynamique des populations algales sur substrat rocheux, dynamique sédimentaire 73	



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	6/100

5.3.2. Portée et précision.....	73
5.3.3. Temps de réponse du milieu naturel.....	74
Conclusion.....	79
Bibliographie consultée .....	81
Annexes .....	94
Glossaire .....	100



## Liste des figures

Figure 1 : Emprise géographique du modèle général de rang 0 et des deux modèles de détails de rang 1.....	17
Figure 2 : Observations de proliférations et d'échouages d'algues lors des contrôles de surveillances DCE « algues vertes » en 2009 (Solieria chordalis à Penvins, St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange), en 2010 (Solieria chordalis à St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange ; Pylaiella littoralis à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon, La Trinité sur Mer, Carnac en violet ; Cladophora à Quiberon Sables blancs en jaune ; Enteromorpha à Pen Bé en vert), en 2011 (Solieria chordalis à St Jacques, St Gildas de Rhuys, Quiberon, Erdeven, Sud Arzon, Banaster, Penvins, St Jean de Mont en orange ; Pylaiella littoralis à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon en violet), en 2012 (Solieria chordalis sur la Presqu'île de Rhuys, Noirmoutier, Saint-Jean-de-Monts). Données : Réseau de contrôle de surveillance DCE, pilotage Ifremer, co-financement AELB, réalisation CEVA.....	20
Figure 3 : Illustration d'une marée verte à ulves dérivantes (type 1) dans la baie de Pont-Mahé avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite).....	21
Figure 4 : Schéma conceptuel du phénomène de formation des marées vertes à ulves dérivantes (type 1). Sous l'action de la houle et des marées, une partie du stock d'algues libres est déposé en haut d'estran.....	21
Figure 5 : Illustration d'une marée verte d'arrachage (type 2) sur l'île de Noirmoutier avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite).....	22
Figure 6 : Schéma conceptuel du phénomène de formation des marées vertes dites « d'arrachage » (type 2) à partir d'algues vertes fixées se développant sur l'estran rocheux. Sous l'action de la houle, les algues sont arrachées puis peuvent s'accumuler dans des zones de substrat meuble avant de venir s'échouer en haut d'estran.....	22
Figure 7 : Exemple d'une marée verte d'arrachage sur le secteur d'étude avec à gauche la phase fixée et à droite la phase échouée après arrachage.....	23
Figure 8. Cycle de vie du genre <i>Ulva</i> spp. Modifié à partir de <a href="http://moodle.rockyview.ab.ca/mod/book/view.php?id=58103&amp;chapterid=21008">http://moodle.rockyview.ab.ca/mod/book/view.php?id=58103&amp;chapterid=21008</a> .....	24
Figure 9 : Evolution du platier rocheux de l'île de Ré : Porte-en-Ré entre 2000 (photo IGN) et 2013 (Photo CEVA). Présence d'algues vertes fixées aux deux années.....	25
Figure 10 : Résultat cartographique du classement DCE pour l'EQR calculé à partir des macroalgues de bloom sur la base des années 2008 à 2013 (ou période plus restreinte pour les ME ne disposant pas de donnée pour l'ensemble de la période ; cf. § ci-dessus). Les masses d'eau côtières sont directement colorées par la couleur correspondant à leur état écologique et l'état écologique des masses d'eau de transition est représenté par un disque coloré placé en amont de la masse d'eau concernée.....	27
Figure 11 : Surface recouverte par les ulves sur les plages du secteur d'étude entre 2007 et 2012. Source : CEVA.....	28
Figure 12 : Localisation des secteurs d'échouage sur la zone d'étude.....	29
Figure 13 : Evolution des différentes communautés algales en fonction du degré d'eutrophisation (schéma modifié d'après Schramm, 1996).....	34
Figure 14 : Enrichissement des milieux côtiers d'origine anthropique et exemple des effets d'eutrophisation sur les écosystèmes. Source : commission OSPAR : <a href="http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04_01.html">http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04_01.html</a> .....	35
Figure 15 : Illustrations des sources principales et des voies de transfert des nutriments (schéma extrait de Bourrain et al., 2012).....	35
Figure 16. Origine et transfère de l'azote et du phosphore. Source : GIP, 2005. <a href="http://www.loire-estuaire.org/documents/pdf/GIP_200512_L2A2a.pdf">www.loire-estuaire.org/documents/pdf/GIP_200512_L2A2a.pdf</a> .....	36



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	8/100

Figure 17 : Carte des exutoires de cours d'eau et de stations d'épuration (STEU) sur la zone d'étude.....37

Figure 18 : Carte des flux d'azote inorganique dissous sur la période mai-septembre des années 2009 à 2012. ....38

Figure 19 : Origine des flux de nitrates de mai à septembre pour les années 2006 à 2012 sur le secteur d'étude. Loire : apports en amont de Montjean ; Estuaire Loire : apports des affluents en aval de Montjean et STEU de la bande côtière de l'estuaire ; Vilaine : évaluation des flux à Rieux ; Autres : cours d'eau ou STEU de la bande côtière.....39

Figure 20 : Carte des flux de phosphates sur la période mai-septembre des années 2009 à 2012. 40

Figure 21 : Origine des flux de phosphates de mai à septembre pour les années 2006 à 2012 sur le secteur d'étude. Loire : apports en amont de Montjean ; Estuaire Loire : apports des affluents en aval de Montjean et STEU de la bande côtière de l'estuaire ; Vilaine : évaluation des flux à Rieux ; Autres : cours d'eau ou STEU de la bande côtière.....41

Figure 22 : Exemple d'aménagements littoraux sur l'île de Ré bordant un estran rocheux (mai 2013). Photo : CEVA.....43

Figure 23. Interactions de la chaîne alimentaire d'une communauté algale de substrat rocheux : les flèches vers le haut indiquent un contrôle par le bas (bottom-up) lié à la disponibilité/affinité des ressources, les flèches vers le bas indiquent un contrôle par le haut (top-down) lié à l'activité des consommateurs, les flèches en pointillés indiquent des effets indirects positifs. L'enrichissement en nutriments stimule le phytoplancton consommé par les filtreurs et stimule aussi les algues annuelles proliférantes en défaveur des algues pérennes. Les prédateurs et brouteurs limitent l'abondance des filtreurs et des algues annuelles proliférantes et de manière indirecte participent au maintien des algues pérennes. Les photos représentent les différents états de cette communauté. Lors d'une eutrophisation excessive, les contrôles par le haut sont outrepassés et les développements des filtreurs (photo B : lit de moules) et des algues annuelles proliférantes (photo D) sont favorisés au détriment des algues pérennes (photo C). D'après Worm et Lotze (2006). ....44

Figure 24. Arbre de décision pour établir et mettre en place une stratégie de gestion des apports en nutriments pour un site donné (modifié de CCMCE, 2000).....49

Figure 25. Taux de croissance spécifique d'*Ulva fasciata* en environnement contrôlé (C=témoin, pas d'apport en nutriments ; P = apport de phosphore ; N = apport d'azote ; N+P= apport d'azote et de phosphore) (modifié d'après Larned (1998))......50

Figure 26 : Evolution des nutriments et des producteurs primaires dans la baie de Laholm, Suède (modifié d'après Rosenberg et al., 1990).....51

Figure 27 : Cycle saisonnier des facteurs limitants de la marée verte (d'après CEVA dans inf'ODE, 1999).....52

Figure 28 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Pen Bé – Baie de Pont Mahé en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2 \%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1 \%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13 \%$  MS et  $Q_0 = 0.05 \%$  MS (Source : CEVA).....53

Figure 29 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves en Baie de la Baule/Le Pouliguen – Anse de Toulain en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2 \%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1 \%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13 \%$  MS et  $Q_0 = 0.05 \%$  MS (Source : CEVA).....53

Figure 30 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Noirmoutier-L'Epine – Port Morin en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	9/100

en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA).....54

Figure 31 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Saint-Martin-de-Ré – rempart du Vert Clos en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA).....54

Figure 32 : Représentation schématique des changements de dominance des producteurs primaires (A) des paramètres physico-chimiques (B) et de la structure et du fonctionnement d'un écosystème (C) au cours des phases d'accroissement du degré d'eutrophisation (modifié à partir de Schramm, 1996).....57

Figure 33 : Schéma conceptuel du modèle biogéochimique implanté dans ECO-MARS3D.....60

Figure 34 : Secteurs d'échouages retenus dans la mission MB3.....67



## Liste de tableaux

Tableau 1 : Description, par les communes des premiers échouages d'algues vertes sur les communes littorales du secteur d'étude.....	26
Tableau 2 : Liste des secteurs et des sites d'échouage.....	31
Tableau 3 : Scénarios testés dans le cadre de la mission intermédiaire MC1.....	64
Tableau 4 : Scénarios testés dans le cadre de la mission intermédiaire MC2.....	64
Tableau 5 : Scénarii de réduction des teneurs pour la mission MC4 bis en utilisant la nouvelle limite marine.....	65
Tableau 6 : Effet de la réduction des flux de nutriments sur la biomasse totale en ulves pour le modèle « Loire-Vilaine » sur l'année hydrologique 2009 .....	70
Tableau 7 : Effet de la réduction des flux de nutriments sur la biomasse totale en ulves pour le modèle « Sables d'Olonne-Ile de Ré » sur l'année hydrologique 2009 .....	71



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	11/100

## Résumé

L'étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine, portant sur un périmètre compris entre Quiberon et l'Île de Ré, constitue une étude du milieu marin, et a pour objectifs de mieux comprendre l'origine des échouages d'algues vertes observés et de proposer des éléments d'appréciation sur les efforts à engager pour limiter ce phénomène. Elle peut alimenter les travaux des commissions locales de l'eau des SAGE littoraux. Cette étude s'est déroulée en plusieurs étapes : étude bibliographique, analyse des données de suivi des proliférations, prospections complémentaires aériennes et de terrain, entretiens avec les communes riveraines des sites d'échouages, estimation des flux de nutriments se déversant sur la zone d'étude, mise en place, calibration puis exploitation du modèle Mars Ulves 3D afin de déterminer l'origine des apports d'azote et phosphore et de simuler l'effet des réductions de ces apports sur les proliférations d'algues vertes.

### *Etat des connaissances sur les proliférations d'algues vertes de la zone d'étude*

Un état des lieux a permis de préciser le type de « marée verte » se développant sur le secteur d'étude et de le différencier des marées vertes des grandes baies de Bretagne. Sur la plupart des sites analysés, **les marées vertes sont des "marées vertes d'arrachage"** pour lesquelles une partie importante de la biomasse se constitue à l'état fixé sur les platiers rocheux. Cela implique une compétition pour le substrat avec les autres organismes végétaux ou animaux. Les algues vertes échouées peuvent être en mélange avec des proportions plus ou moins importantes d'algues brunes et d'algues rouges. La réduction des biomasses d'algues vertes n'induit pas pour autant obligatoirement une réduction significative du volume total des échouages d'algues. A partir de l'analyse des données d'échouage de 2007 à 2012, des fiches de synthèse ont été établies pour chaque site présentant : les types d'algues rencontrés, l'évolution des surfaces de dépôts au cours de ces dernières années, les indices d'eutrophisation (teneurs internes des algues en azote et phosphore). Les cartes réalisées montrent que les secteurs de **l'Île de Ré et de Noirmoutier sont les plus concernés** de la zone d'étude avec des proliférations locales qui peuvent être massives. Le nord de la zone concentre les sites de plus faibles surfaces de dépôts. Au nord comme au sud, les proliférations d'algues vertes n'entraînent pas, sur la période d'étude, de déclassement de l'état écologique à l'échelle des masses d'eau sur l'élément de qualité biologique « algues opportunistes » au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, mais peuvent compromettre l'atteinte ou le maintien des objectifs environnementaux pris en considération par cette même directive et retranscrits dans le registre des zones protégées.

### *Analyse des flux de nutriments à la zone d'étude*

Afin de mieux comprendre les proliférations, l'ensemble des sources de nutriments arrivant à la zone d'étude, apports directs par les rejets de stations d'épuration des collectivités, et des industriels, apports indirects d'origine agricole et urbaine par les cours d'eau, ont fait l'objet d'estimation de flux. Pour les apports ne faisant pas l'objet de mesure de débit ou de qualité de l'eau, des méthodes d'extrapolation des flux de ces bassins versants ont été mises en œuvre. Ces méthodes ont surtout concerné les plus petits contributeurs, les cours d'eau les plus importants disposant de mesures de débit et de qualité de l'eau. La compilation des données de flux de nutriments a montré que la **Loire et la Vilaine dominaient nettement l'ensemble des sources** d'apport au littoral du secteur d'étude, de la côte est de Quiberon à la côte nord de l'île de Ré et La Rochelle, avec près de **90 % des apports de nitrates** sur la période mai-septembre des années



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	12/100

2006-2012 et **76 % des apports de phosphates** (Charente et Gironde hors zone d'étude : non intégrés ici mais estimés par ailleurs et présentant des flux pour les deux éléments nettement supérieurs à ceux de l'ensemble de la zone d'étude de Quiberon à l'Ile de Ré).

### **Modélisation des proliférations et scénarii de réduction des marées vertes par la limitation des apports de nutriments**

Le travail de modélisation numérique réalisé à l'aide du modèle ECO-MARS 3D de l'Ifremer a permis de rendre compte de la dispersion des flux sur les zones côtières pour les années 2009 et 2012, prises comme années de référence. Les données disponibles pour valider la calibration sur ces années montrent une représentation acceptable des différents paramètres physiques, physico-chimiques et biologiques. L'exploitation du modèle a ensuite permis d'estimer, sur les différents secteurs, **les parts que représentent les différentes sources d'azote** pour les proliférations d'ulves pour l'année météo climatique 2009, **choisie comme représentative des flux moyens actuels**. De cette analyse, il ressort que :

- **sur le nord de la zone d'étude (zone comprise entre la Presqu'île de Rhuy et Notre-Dame-de-Monts), les apports de la Loire et de la Vilaine sont prépondérants dans les proliférations locales** (respectivement 45 % et 33 % des teneurs contenues dans les ulves provient de ces deux sources, les apports du large s'établissant autour de 10 %) ;
- les résultats obtenus sur la zone sud du périmètre d'étude (comprise entre Notre-Dame-de-Monts et l'Ile de Ré) sont à considérer avec précaution. Cette partie de l'étude, du fait d'un manque de données de mesures *in situ* a été réalisée en considérant des teneurs océaniques trop élevées. Par ailleurs, des biais numériques mis en évidence en fin d'étude, ont impliqué une sous-estimation des panaches de la Charente et de la Gironde ;
- les concentrations en nutriments apportées par le large ont un impact significatif sur les résultats, ce qui a amené à consolider la valeur prise en compte dans le modèle.

De plus, les modèles existant à l'heure actuelle n'ont pas la capacité d'intégrer tous les facteurs pouvant avoir un impact sur le temps de réponse du système. Ces paramètres ont donc fait l'objet d'une étude bibliographique et d'une remise en perspective par rapport au secteur d'étude et à l'impact que ceux-ci pourraient avoir sur le niveau d'abattement des biomasses prévu par le modèle. Ont été identifiés : le niveau de relargage en nutriments du sédiment et son évolution suite à la baisse des apports terrigènes, les changements de la structure des communautés benthiques (macroalgues et faune) et les interactions entre les différents compartiments benthiques, l'ensemble de ces facteurs jouant sur la durée et l'ampleur des proliférations des macroalgues opportunistes.

Par le modèle, différents scénarii de réduction des apports azotés et phosphorés ont été testés et montrent les résultats suivants:

- **au regard de la situation actuelle et sur une année, une réduction de l'ensemble des apports azotés d'au moins 30 % par rapport aux flux actuels est nécessaire pour avoir une diminution significative de la biomasse d'algues vertes sur les secteurs du nord de la zone d'étude.**
- sur les secteurs du **sud de la zone d'étude** et notamment sur l'Ile de Ré, **les biomasses sont très peu affectées par la diminution simulée des apports d'azote de tous les contributeurs**. L'analyse, en fin d'étude, des raisons de cette faible réactivité du modèle semble indiquer qu'elle est en partie due à des biais de modélisation (sous-estimation du panache de la Gironde et dans une moindre mesure de celui de la Charente). Des solutions pour pallier ces biais de modélisation ont été déterminées mais n'ont pu être mises en œuvre dans le cadre de la présente étude.



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	13/100

- **Sur l'ensemble de la zone d'étude**, les résultats issus de la modélisation d'une baisse conjointe des apports en phosphore et en azote dans le milieu ne montrent pas de gain significatif sur la seule réduction de la biomasse des ulves, par rapport à une diminution des apports azotés seuls. Toutefois cette baisse conjointe est recommandée dans le cadre d'une approche globale afin de ne pas créer de nouveaux déséquilibres de l'écosystème tant au niveau du compartiment microalgal que macroalgal. Une démarche de baisse combinée des apports azotés et phosphorés est largement préconisée dans la littérature scientifique pour une gestion à moyen et long terme (échelle de temps non reproduite par le modèle).
- **sur l'ensemble de la zone d'étude, un retard simulé dans le démarrage des proliférations donne des résultats assez significatifs** en termes de diminution de la biomasse d'algues vertes. Ce retard dans le développement des marées vertes peut se produire lors d'événements climatiques exceptionnels ou suite à la diminution sur plusieurs années consécutives des apports azotés qui pourrait entraîner un moindre succès de colonisation des algues vertes sur les platiers. La combinaison d'une baisse de 30 % des apports azotés et de ce retard donne des diminutions massives des proliférations.

Le travail de modélisation a permis d'identifier des pistes de développements complémentaires : la modélisation utilisée dans le cadre de l'étude n'a pris en compte qu'une seule année ; l'efficacité de la réduction des apports de nutriments pourrait être explorée sur plusieurs années consécutives. Il serait également utile d'intégrer l'influence de la compétition régnant entre les différentes communautés benthiques pour le substrat afin de mieux appréhender le temps de réponse du système et le niveau d'abattement des biomasses prévisible à moyen terme par le modèle.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	14/100

## 1. Objectifs de l'étude et outils/méthodes mobilisés

### 1.1. Rappel de l'objet du marché

Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) Loire-Bretagne 2010-2015 rappelle le rôle des nutriments dans la prolifération des ulves. Sa disposition 10A-1 impose aux commissions locales de l'eau (CLE) des bassins versants littoraux sujets à marées vertes, d'établir des programmes de réduction des flux de nitrates dans le cadre de leurs Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Cependant, les études précédemment réalisées montrent que l'échelle des bassins versants des SAGE littoraux n'est, pour certains secteurs, pas suffisante pour aborder ce problème.

Face à cette difficulté de mise en œuvre du SDAGE Loire-Bretagne, et compte tenu des interpellations récurrentes des élus des collectivités territoriales sujettes aux marées vertes, la Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement (DREAL) des Pays de la Loire s'est portée maître d'ouvrage d'une étude de connaissance opérationnelle des marées vertes du littoral sous l'influence de la Loire et de la Vilaine. Ses conclusions doivent permettre de mieux comprendre l'origine des échouages d'algues observés et doivent alimenter les travaux des commissions locales de l'eau des SAGE littoraux. Elles doivent également préciser la faisabilité et les conditions de mise en place d'outils prédictifs des risques d'échouages.

La prestation a ainsi consisté en la réalisation d'une étude dont les objectifs étaient les suivants :

- Élaborer un document de référence sur les marées vertes du littoral atlantique,
- Affiner la connaissance des phénomènes affectant les sites d'échouages d'algues,
- Étudier différents scénarios de réduction des marées vertes,
- Préciser les conditions à réunir pour réduire l'importance des échouages et pour pouvoir mettre en place des outils prédictifs des risques d'échouages massifs d'algues vertes.

L'aire géographique de la présente étude a été limitée au littoral sous influence de la Loire et de la Vilaine, c'est-à-dire une zone s'étendant de la commune de La Flotte en Ré (17) à la commune de Quiberon (56). La partie interne du golfe du Morbihan est exclue de cette étude car elle est concernée par des phénomènes de type « marées vertes sur vaseuse » dont les mécanismes sont différents et les causes mieux cernées même si l'importance des apports sédimentaires reste à préciser. De plus l'évaluation de la provenance des nutriments provoquant les proliférations du golfe du Morbihan nécessiterait une échelle d'analyse beaucoup plus fine que celle envisageable sur la zone d'étude.

En 2010, le Conseil Général de Vendée a confié au CEVA une expertise du phénomène de prolifération algale sur les côtes vendéennes (CEVA, 2011b) qui a permis de mettre en évidence que ce secteur est touché par des échouages d'algues vertes ayant la particularité d'effectuer la majeure partie de leur croissance fixées aux rochers. Une première modélisation de la dispersion des flux d'azote dans le milieu a montré le rôle prépondérant des apports de la Loire et de la Vilaine dans le phénomène d'eutrophisation constaté sur la côte vendéenne. A partir de ces premiers résultats, la DREAL a voulu une expertise plus approfondie de ce type de prolifération algale sur un secteur plus étendu incluant une approche de terrain conséquente et une exploitation de l'outil de modélisation y compris sa composante "biologie" permettant d'aller jusqu'à l'établissement d'objectifs de réduction des apports azotés et phosphorés.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	15/100

Dans ce cadre, l'étude a été décomposée en 4 missions :

- Mission A ➔ élaboration d'une synthèse bibliographique des connaissances sur les marées vertes du littoral atlantique
- Mission B ➔ étude des sites d'échouages et des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine et autres exutoires locaux
- Mission C ➔ tests de scénarios de réduction des marées vertes
- Mission D ➔ rapport global de l'étude (objet de ce document) et produits annexes

## 1.2. Outils et méthodes mobilisés

### 1.2.1. Mission A

La réalisation de la mission A s'est appuyée sur la bibliographie existante. Les thématiques « algues vertes » ont fait depuis plusieurs années l'objet d'une veille internationale par le CEVA, rendant une grande partie de la bibliographie utile disponible pour cette étude. Il a donc en premier lieu été tiré parti des documents de synthèse récents, notamment ceux listés par la maîtrise d'ouvrage dans le Cahier des Clauses Techniques Particulières (CCTP). Dans un second temps, du fait de la particularité des phénomènes de marées vertes rencontrés dans le contexte géographique de l'étude (développement de marées vertes d'arrachage, différentes du type classiquement décrit et modélisé sur les côtes bretonnes), des publications internationales et rapports d'étude publics ont été consultés permettant de mieux comprendre les mécanismes de développement de ces marées vertes.

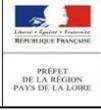
### 1.2.2. Mission B

La mission B a été subdivisée en 5 missions intermédiaires notées MB1 à MB5.

**La mission MB1** réalisée par la société HOCER a consisté en un recueil et une validation des données existantes, pour les années comprises entre 2000 et 2012, pour les principales sources (avec ajout de l'évolution depuis 1970 pour la Loire et la Vilaine), relatives aux concentrations en nutriments et aux débits des différents sources potentielles d'apports en nutriments au milieu marin (ou contributeurs). Pour cela, un travail d'identification de ces contributeurs a été entrepris et ceci au niveau du littoral du périmètre d'étude (Quiberon-Ré). Cette analyse s'est intéressée particulièrement aux cours d'eau côtiers (en plus de la Loire et de la Vilaine) et autres sources locales (stations d'épuration, ...) dont l'exutoire se situe à proximité des sites d'échouages. Le calcul des flux a ensuite été réalisé en calculant le produit du débit journalier et de la concentration en nutriment considérée pour ce même jour sur la base d'une interpolation linéaire des séries à basses fréquences comme préconisé par le CCTP. Cette méthode a dû être adaptée en tenant compte des différents cas de figures rencontrés sur la zone (cours d'eau disposant de données de débit et concentration, d'une de ces deux informations, ou d'aucune d'entre elles). Pour plus de détails, se reporter à la partie 3.3. du rapport MB1I).

**La mission MB2** a eu pour objectif de procéder au calage et à la validation du modèle ECO-MARS3D de l'Ifremer couplé au module Ulve développé par le CEVA en collaboration avec Ifremer depuis 2006, et de permettre son exploitation dans le cadre de scénarii de réduction des flux de nutriments. L'objectif de ces scénarii est d'évaluer les conséquences sur la biomasse totale produite en ulves d'une diminution plus ou moins forte des flux de nutriments (mission C). La



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	16/100

mission MB2 a permis d'exposer, en particulier, les séries de données utilisées pour le calage des outils de modélisation, les résultats de ces calages (comparaison avec les mesures existantes), et les limites de l'utilisation des outils de modélisation au regard des objectifs généraux de la présente étude. Une partie importante de cette mission MB2, outre le calage, est le traçage de l'azote contenu dans les ulves : détermination de la part que représente chaque exutoire à la prolifération des différents secteurs d'échouage. Cette mission a également permis de préciser les conditions auxquelles doivent satisfaire les données à utiliser pour les simulations prévues dans le cadre du CCTP.

L'outil de modélisation hydrodynamique 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 dernier utilise le principe des emprises emboîtées sous forme gigogne : un modèle général englobe l'ensemble de la zone d'étude et définit les conditions ambiantes nécessaires au fonctionnement du modèle de détail d'ampleur géographique plus réduite et de précision plus fine et destiné à répondre à la problématique posée. Au vu de l'étendue de la zone géographique à couvrir (des communes de Sarzeau à la Flotte-en-Ré), cette mission a nécessité le développement de deux modèles de détail alimentés pour chacun d'eux par le modèle général de rang 0. Les emprises géographiques des trois modèles hydrodynamiques développés dans le cadre de la mission MB2 sont décrites en Figure 1.

**Le modèle hydrodynamique MARS3D couplé à un module de transport et d'échouage (sans activation de la biologie)** est utilisé afin d'analyser les transferts de biomasse depuis les zones potentielles de croissance constituées par les plateaux rocheux vers les hauts de plage. Les informations dégagées dans ce volet ont permis d'alimenter la mission MB3 pour orienter la proposition de découpage du territoire d'étude en secteurs pertinents.

**Le modèle MARS3D-Ulves couplé à un module phytoplanctonique** est une adaptation du modèle « Ulve » au type de marée verte se développant sur le secteur de l'étude. Ce dernier est couplé au modèle de production phytoplanctonique ECO-MARS3D développé par Ifremer et utilisé en routine dans le cadre du projet Previmer (<http://www.previmer.org/>). Seule la production de biomasse macroalgale s'effectuant sur les principaux platiers rocheux et les estrans sableux (dans le cas du site de Pen-Bé) est modélisée. Ce modèle a été utilisé à la fois pour la phase de calage et pour la validation de l'outil de modélisation (mission MB2) puis la réalisation des scénarii de réduction des flux de nutriments pour estimer l'impact sur la prolifération des algues vertes (mission MC).



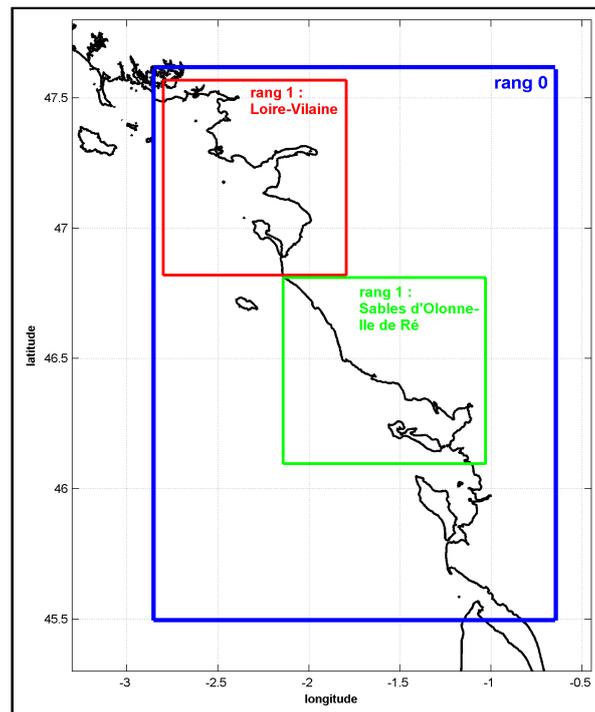


Figure 1 : Emprise géographique du modèle général de rang 0 et des deux modèles de détails de rang 1.

**La mission MB3** a eu pour objectif l'étude des sites d'échouage selon différentes approches. La première approche a consisté en l'exploitation des bases de données du CEVA afin de récolter, analyser et synthétiser les informations déjà disponibles concernant les échouages sur les différents sites. La seconde approche a consisté en l'identification des lieux de production des ulves par un survol aérien en mai 2013 suivi d'une campagne de terrain. La troisième approche fut une audition de collectivités littorales pouvant transmettre des informations sur les échouages et/ou sur les lieux de production. La quatrième et dernière approche a permis de proposer, à partir des trois approches précédentes et des résultats des tests de transport de la mission MB2, un découpage du territoire d'étude en secteurs pertinents pour la réalisation de la mission C.

**La mission MB4** a eu pour objectifs l'analyse des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine en évaluant l'évolution dans le temps des flux de nutriments à partir de 1970 et pour ces deux fleuves de choisir des stations de référence pour le calcul des flux d'apports à la mer en tenant compte du comportement des nutriments dans l'estuaire.

**La mission MB5** a consisté, à l'issue des missions MB1 à MB4, en la rédaction de fiches de synthèse relatives aux sites d'échouage. Une fiche par site et par secteur pertinent défini au terme de la mission intermédiaire MB3 a été réalisée. Le contenu de ces fiches comprend des cartographies et des illustrations synthétisant les données collectées et produites dans le cadre des missions intermédiaires précédentes dont notamment : les lieux précis d'échouage, les lieux de croissance des ulves, les principaux contributeurs à l'enrichissement du milieu, le sens des vents dominants, le sens des courants de marée.

### 1.2.3. Mission C

La mission C a été décomposée en 5 missions intermédiaires nommées MC1 à MC4bis. L'objectif général de cette dernière partie de l'étude est d'éclairer les réflexions locales et à l'échelle



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	18/100

du bassin Loire-Bretagne visant à limiter les marées vertes. La mission C porte ainsi sur deux axes principaux :

- les effets sur les marées vertes attendus à une large échelle d'une réduction des flux de nutriments émis par la Loire et la Vilaine.
- l'identification de stratégies locales visant à réduire les échouages des marées vertes : scenarii intégrant les réductions d'apports locaux combinés ou non aux limitations des apports de la Loire et de la Vilaine.

Cette mission évalue, pour chacun des scenarii simulés, l'abattement de la biomasse en ulves entre la situation de référence et la situation abattue pour les deux modèles de détail. Les résultats sont estimés au pic de biomasse et sur la période de juillet à août, qui représente la période la plus sensible du point de vue des abattements.

**La mission intermédiaire MC1** a consisté en la définition conformément au CCTP, en collaboration avec la maîtrise d'ouvrage et le comité de pilotage de l'étude, de scenarii de réduction des apports de la Loire et de la Vilaine.

**La mission intermédiaire MC2** a consisté en la définition conformément au CCTP, en collaboration avec la maîtrise d'ouvrage et le comité de pilotage de l'étude, des scenarii à tester en termes de réduction des marées vertes sur les sites ou secteurs d'échouage.

**La mission intermédiaire MC3** consiste en la réalisation des simulations définies dans le cadre de la mission intermédiaire MC1.

**La mission intermédiaire MC4** consiste en la réalisation des simulations définies dans le cadre de la mission intermédiaire MC2.

Les résultats obtenus dans le cadre des missions intermédiaires MC3 et MC4 et leurs interprétations ont conduit à la définition de scenarii complémentaires visant à définir une stratégie de réduction des échouages sur les sites concernés. L'objectif de **la mission intermédiaire MC4 bis** était d'affiner les résultats des missions MC3 et MC4, ce qui a été fait au travers de huit scenarii complémentaires.

Chaque mission intermédiaire a fait l'objet d'un rapport spécifique.

#### 1.2.4. Mission D

Cette mission est l'objet du présent rapport. Ce rapport intègre tous les résultats et les conclusions obtenus dans le cadre des missions A, B et C de l'étude. Le rapport comporte par ailleurs une partie conclusive récapitulant :

- les principaux enseignements de la bibliographie concernant les marées vertes atlantiques,
- les principales caractéristiques des échouages d'algues observés sur le littoral étudié,
- les conditions à réunir pour la mise en place d'outils prédictifs des risques d'échouage massifs d'algues vertes, ceci dans le but d'anticiper la gestion des situations de crise.
- les objectifs à atteindre sur les flux de nutriments émis en mer pour réduire significativement les marées vertes,
- une appréciation sur le temps de réponse des milieux marins vis à vis d'une réduction des flux de nutriments.
- les propositions d'axes de recherche visant à compléter la connaissance des phénomènes.

Le présent rapport se voulant synthétique, pour plus de précision sur une mission donnée il convient de se référer au rapport élémentaire correspondant.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	19/100

## 2. Etat des lieux des échouages algaux et marées vertes sur le secteur d'étude

### 2.1. Echouages algaux

#### 2.1.1. Description des échouages macroalgaux

Cette partie ne détaille pas l'ensemble des informations collectées dans le cadre de l'étude. Le rapport de la mission A comporte des informations plus complètes sur les échouages algaux en général.

Les proliférations macroalgales sont composées d'espèces opportunistes et saisonnières avec une période de développement maximale au printemps et en été (Merceron, 2001). Ces espèces ont une croissance rapide et sont souvent de morphologie simple en forme de lames ou de filaments avec une surface élevée par rapport à leur volume permettant une absorption optimale des nutriments et de la lumière (Wallentinius, 1984 ; Rosenberg et Ramus, 1984 ; Alwyn et al., 2007). Leur taux rapide d'absorption d'azote leur confère un avantage par rapport à des espèces à croissance plus lente (Abreu et al., 2011). Ceci entraîne des blooms d'espèces opportunistes lorsque les teneurs en azote de l'eau sont fortes (McGlattery et al., 2007 ; Duarte, 1995 ; Naldi et Viaroli, 2002). Leur thalle est fragile et facilement détachable par les courants (Thomsen et Wernberg, 2005 ; D'Amours et al., 2007). Ces algues deviennent alors dérivantes et peuvent poursuivre leur croissance sous forme libre. Certaines possèdent un cycle de reproduction à mode multiple à la fois sexué et asexué, ce dernier leur permettant de se fragmenter de façon végétative et de proliférer (Alström-Rapaport et al., 2010 ; Gao et al., 2010).

La majorité des proliférations d'algues vertes sont issues du genre *Ulva* qui inclut actuellement le genre anciennement nommé *Enteromorpha*<sup>1</sup> (Hayden et al., 2003). Le genre *Ulva* regroupe plus d'une centaine d'espèces (Charlier et al., 2007 ; Ye et al., 2011). En Bretagne Sud, des proliférations d'algues rouges (espèce *Solieria chordalis*) ont également été observées (CEVA, 2009 ; CEVA 2010a ; CEVA 2011a).

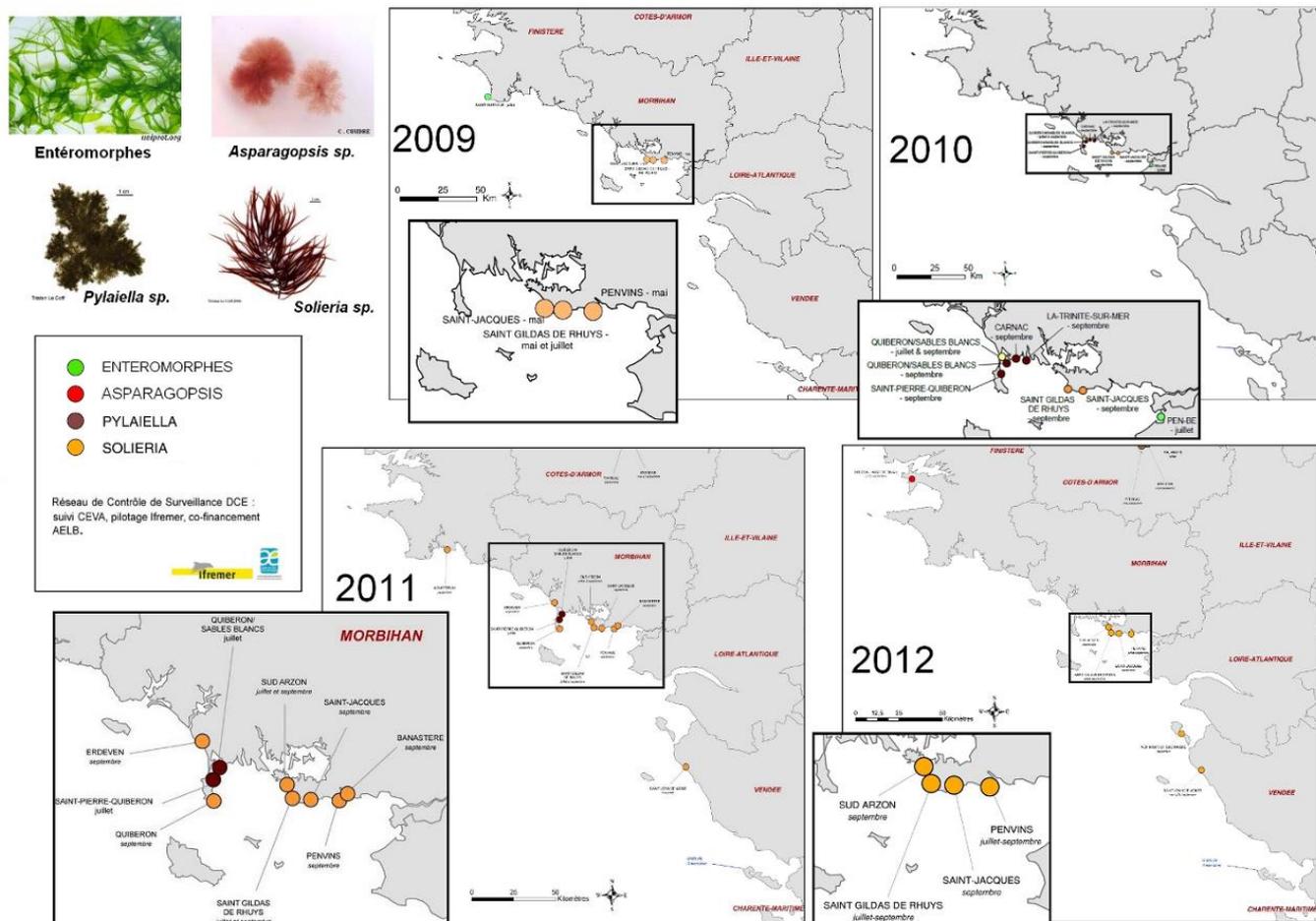
Dans le secteur d'étude, des proliférations macroalgales (autres que des ulves) existent et sont répertoriées depuis 2009 par le CEVA (Figure 2). L'algue rouge *Solieria chordalis*, l'algue brune *Pylaiella littoralis* et les algues vertes *Enteromorpha* (forme filamenteuse) et *Cladophora* forment des dépôts le long des plages de certains sites.

---

1

Ces deux genres étaient autrefois distingués du fait de la morphologie des ulves dont le thalle est soit en lame pour le genre *Ulva*, soit filamenteux pour le genre *Enteromorpha*.





**Figure 2 : Observations de proliférations et d'échouages d'algues lors des contrôles de surveillances DCE « algues vertes » en 2009 (Solieria chordalis à Penvins, St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange), en 2010 (Solieria chordalis à St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange ; Pylaiella littoralis à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon, La Trinité sur Mer, Carnac en violet ; Cladophora à Quiberon Sables blancs en jaune ; Enteromorpha à Pen Bé en vert), en 2011 (Solieria chordalis à St Jacques, St Gildas de Rhuys, Quiberon, Erdeven, Sud Arzon, Banaster, Penvins, St Jean de Mont en orange ; Pylaiella littoralis à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon en violet), en 2012 (Solieria chordalis sur la Presqu'île de Rhuys, Noirmoutier, Saint-Jean-de-Monts). Données : Réseau de contrôle de surveillance DCE, pilotage Ifremer, co-financement AELB, réalisation CEVA.**

### 2.1.2. Les différents types de marées vertes

Le développement de marées vertes dépend de plusieurs facteurs. Une courantologie faible ou induisant un confinement des masses d'eau en proche côtier a pour conséquence une faible dilution des nutriments ainsi que le maintien et le développement des algues vertes dans la masse d'eau grâce à une faible dispersion. Ainsi maintenues dans une faible épaisseur d'eau, les algues tirent profit d'une eau riche en nutriments et bénéficient d'une bonne pénétration de la lumière et d'une température optimale pour leur prolifération (Dion et Le Bozec, 1996).

De par leur origine et leur substrat de développement, trois types de marées vertes se distinguent sur la façade Manche-Atlantique :



- **Les marées vertes à ulves dérivantes dites de type 1** (Figure 3 et Figure 4) :

Elles se développent dans les baies sableuses par prolifération végétative du genre *Ulva* en eau peu profonde où elles sont maintenues par la marée et les courants. A l'origine, elles provenaient d'algues arrachées au substrat rocheux par la houle suite à des tempêtes et venaient s'échouer dans les baies d'où elles disparaissaient par manque de nutriments nécessaires à leur maintien. De nos jours, elles persistent et prolifèrent grâce aux apports nutritifs élevés des rivières ou des bassins versants agricoles. De plus, elles ont la capacité de se redévelopper d'une année sur l'autre à partir de stocks hivernaux qui restent confinés dans les baies. Elles n'ont désormais plus besoin de la contribution des substrats rocheux adjacents.



Figure 3 : Illustration d'une marée verte à ulves dérivantes (type 1) dans la baie de Pont-Mahé avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite).

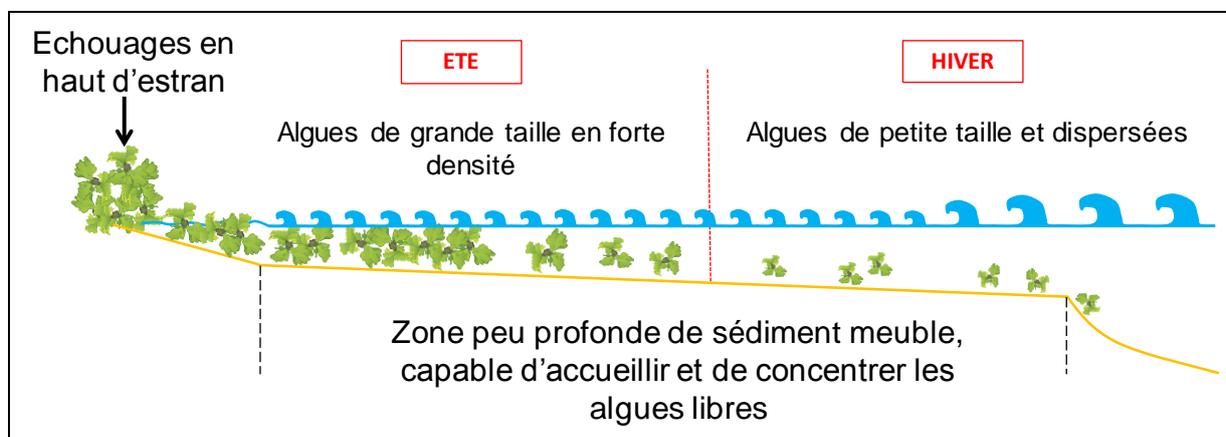


Figure 4 : Schéma conceptuel du phénomène de formation des marées vertes à ulves dérivantes (type 1). Sous l'action de la houle et des marées, une partie du stock d'algues libres est déposé en haut d'estran.

- **Les marées vertes d'arrachage dites de type 2** (Figure 5 et Figure 6) :

Ce type de marée verte forme des échouages qui, à l'inverse des marées vertes de type 1, sont majoritairement hétérogènes, c'est-à-dire composés d'algues vertes en mélange avec des algues brunes et des algues rouges. Afin de les distinguer des échouages naturels de goémon, le CEVA identifie comme « marée verte » les échouages dans lesquels les ulves (en lame) représentent plus d'un tiers des algues présentes. Les algues vertes proviennent d'algues fixées poussant sur substrat rocheux généralement au sein des ceintures algales, principalement formées



par des macroalgues de type canopée. Ces algues vertes sont arrachées lors d'épisodes de houles et vont alors s'échouer selon les courants et la marée. Lors de leur transport en pleine eau, ces algues peuvent poursuivre leur croissance et se multiplier de façon végétative comme dans le cas des marées vertes de type 1. Le phénomène d'augmentation de biomasse de ces algues vertes fixées est lié à un apport excessif de nutriments mais dépend aussi de facteurs écologiques. Les dérégulations observées sur les zones rocheuses intertidales au cours des dernières décennies semblent liées aux changements climatiques (réchauffement, augmentation du niveau des océans, radiations par les ultraviolets...) et à la pression anthropique (pollutions, pêche à pied, aménagements littoraux) (Thompson et al., 2002). Elles génèrent des changements en termes de régulation des populations au niveau des interactions interspécifiques et aux pressions herbivores, ceci favorisant un remplacement des canopées macroalgales par des espèces plus simples notamment des algues opportunistes et pionnières telles que les algues vertes (Airoldi et al., 2008).



Figure 5 : Illustration d'une marée verte d'arrachage (type 2) sur l'île de Noirmoutier avec une vue aérienne (à gauche) et une vue au sol (à droite).

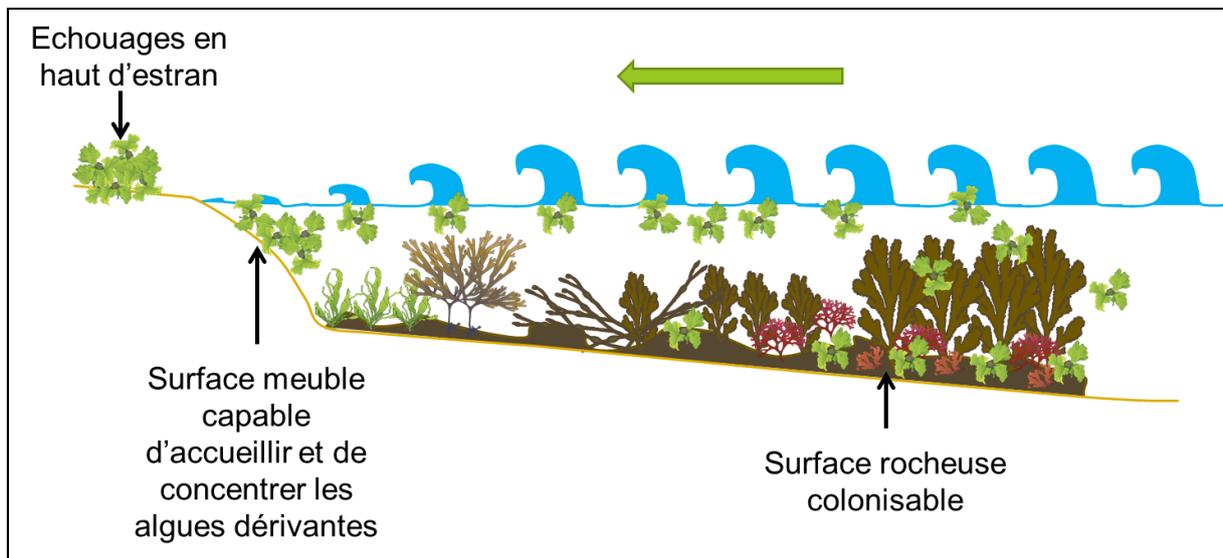


Figure 6 : Schéma conceptuel du phénomène de formation des marées vertes dites « d'arrachage » (type 2) à partir d'algues vertes fixées se développant sur l'estran rocheux. Sous l'action de la houle, les algues sont arrachées puis peuvent s'accumuler dans des zones de substrat meuble avant de venir s'échouer en haut d'estran.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	23/100

- **Les marées vertes de vasières dites de type 3 (Figure 7) :**

Contrairement aux autres types de marées vertes, les vasières sont naturellement colonisées par les algues vertes jusqu'à une certaine proportion. La prolifération des algues vertes au sein de ces sites correspond à un état d'eutrophisation des eaux et forme des tapis plus ou moins épais et peu mobiles qui colmatent le sédiment. Ce type de marée verte ne concerne cependant pas le secteur d'étude.

Les différentes observations effectuées par le CEVA depuis 2007 dans le secteur d'étude montrent que les marées vertes qui s'y déroulent sont essentiellement des marées vertes d'arrachage : les ulves effectuent la première phase de leur croissance fixée sur substrat rocheux avant d'être arrachées et de s'échouer sur les plages (Figure 7). La proportion d'algues poursuivant leur croissance après avoir été détachée de leur substrat rocheux n'est cependant pas connue. Seul le secteur de la baie de Pont-Mahé montre des marées vertes qui semblent être exclusivement à ulves dérivantes.



Figure 7 : Exemple d'une marée verte d'arrachage sur le secteur d'étude avec à gauche la phase fixée et à droite la phase échouée après arrachage.

## 2.2. Description biologique des marées vertes

### 2.2.1. Cycle de développement

Un des facteurs majeurs favorisant la prolifération des algues vertes est leur capacité à se multiplier de façon végétative : tout fragment peut continuer à croître en pleine eau ce qui est peu courant chez les algues brunes et rouges. Le cycle de développement typique des algues vertes comporte deux phases : une phase sporophyte diploïde (signifiant que l'individu contient une paire de chaque chromosome noté  $2n$ ) et une phase gamétophyte haploïde (signifiant que l'individu contient un seul exemplaire de chaque chromosome noté  $n$ ) (Figure 8). Ces deux phases sont capables de reproduction végétative comme cela a notamment été démontré pour *Ulva intestinalis* (Alstroem-Rapaport, 2010) et pour *U. armoricana* (Dion et Le Bozec, 1996 ; Dion et al., 1998). Le pouvoir de prolifération des algues vertes est donc favorisé par leur mode de reproduction (Alstroem-Rapaport, 2010 ; Bliding, 1963) et leur capacité à effectuer leur croissance qu'elles soient fixées ou sous forme libre.



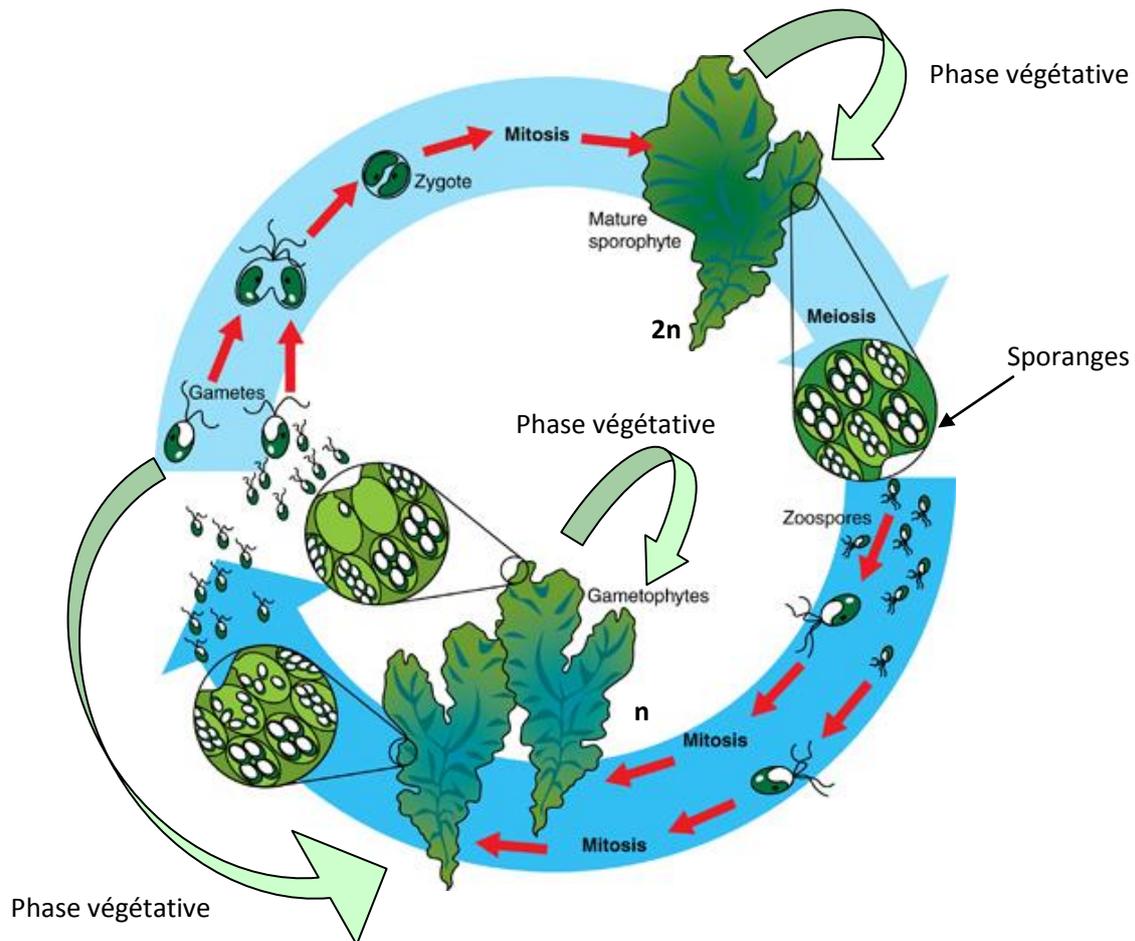


Figure 8. Cycle de vie du genre *Ulva* spp. Modifié à partir de <http://moodle.rockyview.ab.ca/mod/book/view.php?id=58103&chapterid=21008>.

### 2.2.2. Caractéristiques écophysiologicals

Les algues vertes du genre *Ulva* présentent des caractéristiques écophysiologicals expliquant leur capacité à proliférer dans certaines conditions. Celles-ci possèdent en effet une capacité d'absorption de l'azote importante, bien supérieure à celles des algues brunes ou rouge, ainsi qu'une large tolérance aux conditions environnementales d'irradiance, de température, de salinité et de concentrations en azote et en phosphore (pour plus de précisions sur ces éléments, consulter le rapport de la mission A).

## 2.3. Historique et quantification des marées vertes

### 2.3.1. Historique

Dans le secteur de la baie de Quiberon, dans la région de Saint-Nazaire, sur l'île de Noirmoutier et dans la baie de Bourgneuf la présence d'ulve formant des « champs » a été observée dès la fin des années 1970 (Kopp, 1977).



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	25/100

Les photos des platiers rocheux, source des marées vertes d'arrachages de la zone d'étude, montrent des algues vertes au moins depuis les années 2000 et jusqu'à nos jours (Figure 9). La comparaison ponctuelle entre les clichés de 2000 et de 2013 semble également montrer que les platiers étaient davantage couverts par les algues vertes en 2000 par rapport à 2013 ce qui pourrait s'expliquer par les conditions climatiques différentes entre les années plus ou moins favorables à la recolonisation des platiers rocheux par les algues vertes.



**Figure 9 : Evolution du platier rocheux de l'Ile de Ré : Porte-en-Ré entre 2000 (photo IGN) et 2013 (Photo CEVA). Présence d'algues vertes fixées aux deux années.**

Les dates des premiers constats d'échouages d'algues vertes ont notamment été recueillies auprès des communes littorales de la zone d'étude, au cours d'auditions réalisées dans le cadre de la mission intermédiaire MB3. Les informations collectées sont détaillées au sein du Tableau 1. Le rapport de la mission MB3 apporte de plus amples précisions concernant les caractéristiques des échouages par commune.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	26/100

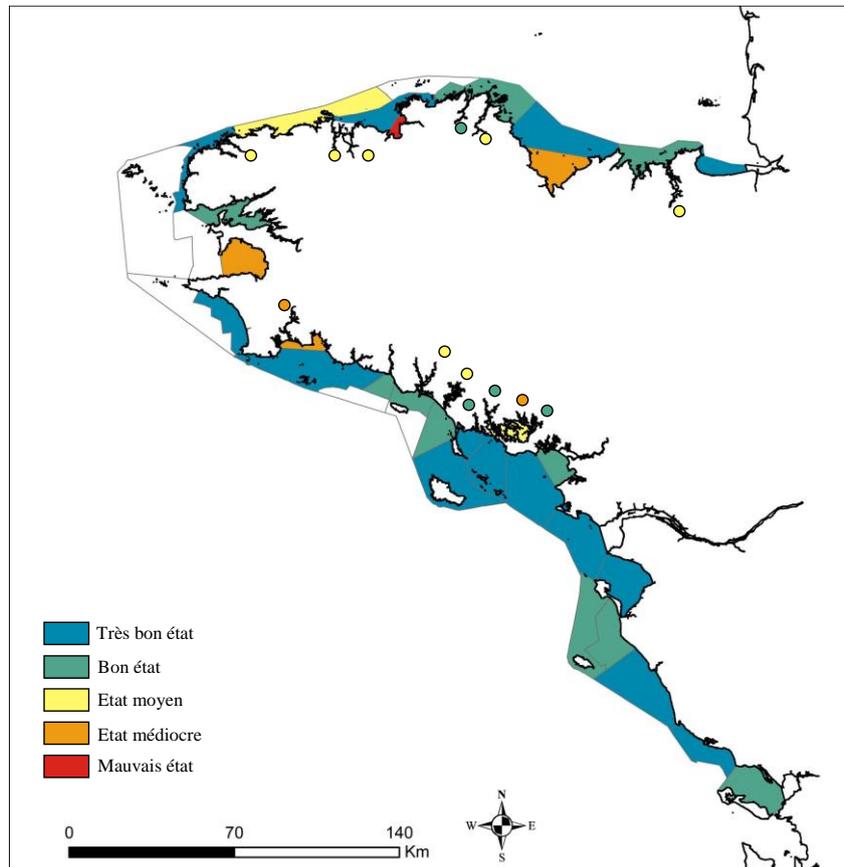
**Tableau 1 : Description, par les communes des premiers échouages d'algues vertes sur les communes littorales du secteur d'étude.**

<b>Quiberon</b>	<b>Sarzeau</b>	<b>Assérac</b>	<b>Mesquer</b>	<b>Piriac-sur-Mer</b>	<b>Le Croisic</b>
Il y a 15 ans : absence d'AV. Verdissement progressif des platiers depuis. Peu concernée tout de même.	Aucun échouage marquant d'AV. Changement de perception en 2009. Dépôts majoritaires d'AR.	15-20 ans	Echouage marquant en 1985 mais échouages réguliers depuis au moins 60 ans.	Pas de recul suffisant.	2005-2006 et début juillet 2007.
<b>Le Pouliguen</b>	<b>La Baule-Escoubiac</b>	<b>Pornichet</b>	<b>Barbâtre</b>	<b>La Guérinière</b>	<b>L'Epine</b>
Une quinzaine d'années	8 ans au moins	2006-2007 : 1 <sup>ères</sup> gênes ressenties.	4-5 ans	2007	Aucun échouage marquant. Changement de perception en 2008-2009.
<b>Noirmoutier-en-l'île</b>	<b>La Barre-de-Monts</b>	<b>Notre-Dame-de-Monts</b>	<b>Saint-Jean-de-Monts</b>	<b>Saint-Hilaire-de-Riez</b>	<b>Les Sables-d'Olonne</b>
Ulves observées depuis toujours. Changement de perception en juillet 2009, mais commune peu concernée (cf reste de l'île).	Aucun échouage marquant.	1989	Echouage marquant il y a 15-20 ans mi-août. Ulves en faible quantité observées depuis toujours.	2011	Aucun échouage marquant. Echouages d'ulves en faible quantité depuis toujours.
<b>Château-d'Olonne</b>	<b>Talmont-Saint-Hilaire</b>	<b>Jard-sur-Mer</b>	<b>Saint-Vincent-sur-Jard</b>	<b>La Tranche-sur-Mer</b>	<b>La Faute-sur-Mer</b>
Aucun échouage marquant. Des échouages d'ulves en faible quantité ont toujours été observés.	2008 mais aucun échouage réellement marquant. Des échouages d'ulves en faible quantité ont toujours été observés.	Aucun échouage marquant. (faible quantité). Perception modifiée depuis 4-5 ans (médiatisation des marées vertes bretonnes).	Aucune année marquante. Attention accrue depuis 4-5 ans. AB : dépôts très importants pendant l'été 1995 ou 1996.	10-12 ans : échouage important d'AV en juillet.	Aucun dépôt d'AV.
<b>Rivedoux-Plage</b>	<b>La Flotte</b>	<b>Saint-Martin-de-Ré</b>	<b>Loix</b>	<b>Les Portes-en-Ré</b>	<b>Saint-Clément-des-Baleines</b>
Echouages d'ulves observés depuis toujours. Aucune année marquante. Dépôts importants de sargasses et autres AB.	7-8 ans	Ulves observées depuis toujours. Il y a 4 ans : odeur due à des dépôts exceptionnels (marée + vent). Echouages de sargasses importants dans les années 1980-1990.	Des échouages d'ulves ont toujours été observés.  2008 : échouages importants de tous types d'algues.	Présence d'ulves historique. Aucune année marquante. Dépôts d'AB avec présence d'AV minoritaire. Début des années 2000 : forte présence d'entéromorphes fixées sur les roches.	Des échouages d'ulves ont toujours été observés sur la commune. Aucune année marquante.  Dépôts importants d'AB.



### 2.3.2. Quantification

A l'échelle des masses d'eau de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), les masses d'eau côtières du secteur d'étude sont toutes classées en bon ou très bon état sur la base de la situation moyenne des échouages d'algues opportunistes entre 2008 et 2013 (Figure 10).



**Figure 10 : Résultat cartographique du classement DCE pour l'EQR calculé à partir des macroalgues de bloom sur la base des années 2008 à 2013 (ou période plus restreinte pour les ME ne disposant pas de donnée pour l'ensemble de la période ; cf. § ci-dessus). Les masses d'eau côtières sont directement colorées par la couleur correspondant à leur état écologique et l'état écologique des masses d'eau de transition est représenté par un disque coloré placé en amont de la masse d'eau concernée.**

Toutefois à une échelle annuelle et plus locale, les algues vertes proliférant sur le secteur d'étude peuvent représenter des surfaces couvertes importantes, notamment en 2008 et 2009. Les îles de Ré et de Noirmoutier sont particulièrement touchées par ces proliférations d'algues vertes (Figure 11) avec des surfaces d'échouage pouvant atteindre 90 ha (somme cumulée sur trois mesures annuelles). A noter que si de telles surfaces d'échouage avaient été récurrentes, les masses d'eau concernées auraient été classées hors du bon état écologique sur la base de l'élément de qualité macroalgues opportunistes.

En outre, pour la réalisation de cette étude, le territoire ciblé a été subdivisé en différents secteurs d'échouage (Figure 12). A partir du taux de couverture calculé sur les années 2007 à 2012 par le CEVA, il est possible d'identifier, au sein de chaque secteur, la localisation préférentielle des dépôts d'ulves ainsi que leur importance. Toutes les cartographies d'échouage des ulves sont présentées dans le rapport MB5.



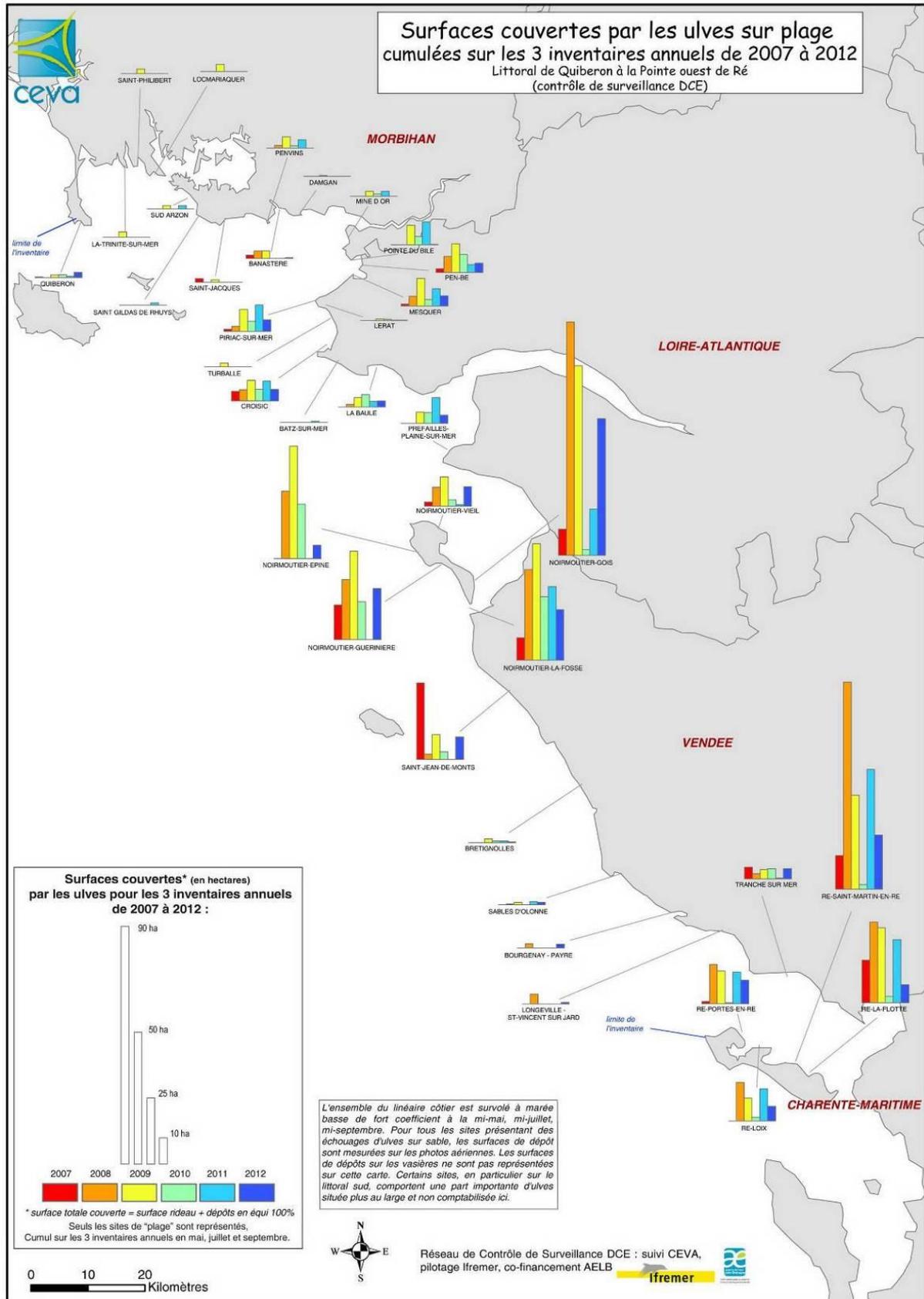


Figure 11 : Surface recouverte par les ulves sur les plages du secteur d'étude entre 2007 et 2012. Source : CEVA.



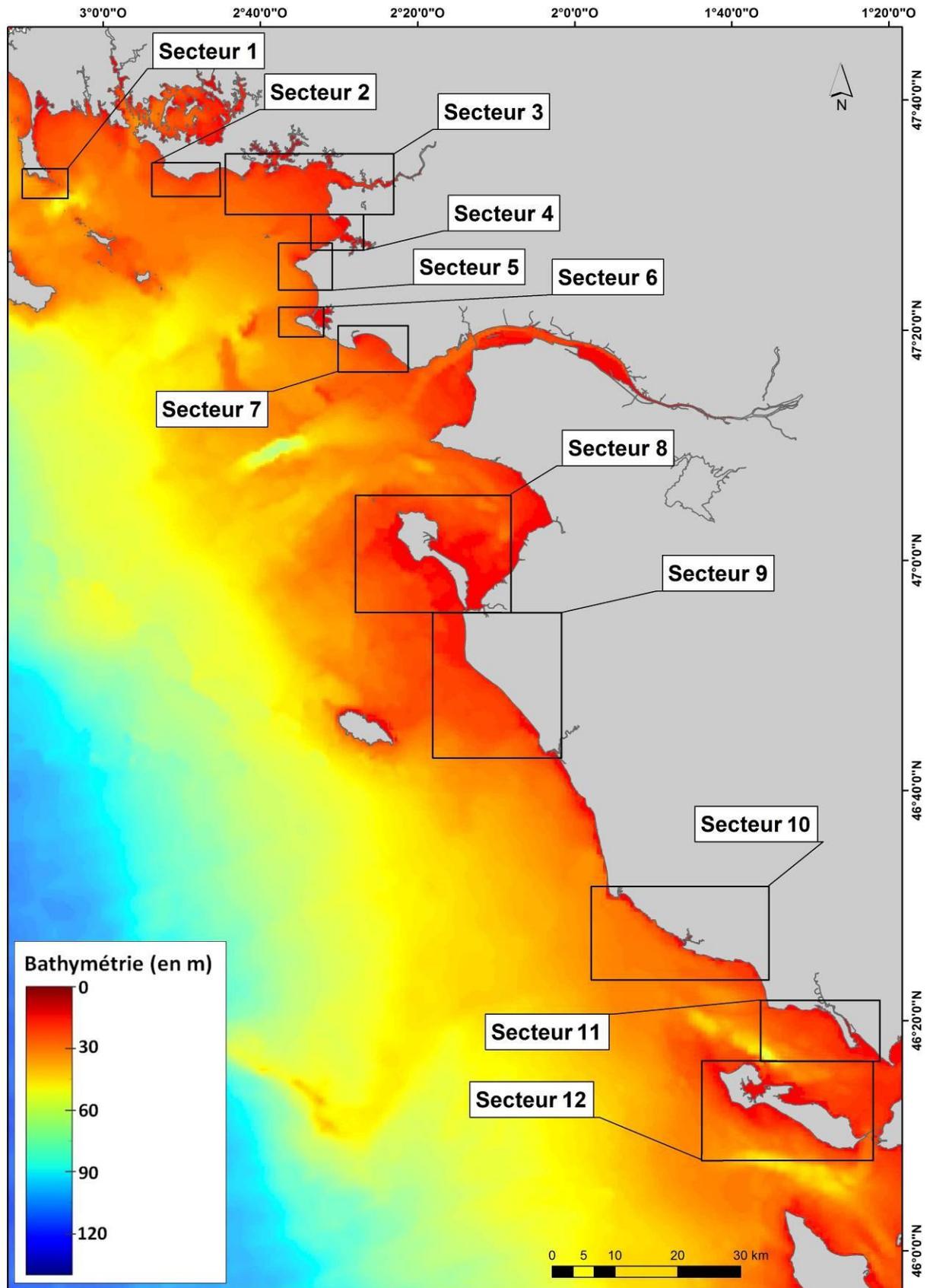


Figure 12 : Localisation des secteurs d'échouage sur la zone d'étude.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	30/100

## 2.4. Zoom sur les principales zones d'échouages

La mission intermédiaire MB3 a permis (1) le regroupement de l'ensemble des informations acquises sur les caractéristiques des dépôts d'algues vertes, ainsi que (2) la réalisation d'un découpage de la zone d'étude en secteurs pertinents en vue de la réalisation de la mission C relative à la modélisation. Ces informations ont été ensuite synthétisées au sein de fiches à deux échelles spatiales différentes, à savoir les secteurs d'échouage définis par la mission MB3 (*cf.* Figure 12) et les sites d'échouage définis par les sites de suivi du CEVA.

La liste de l'ensemble des secteurs et sites d'échouage est présentée au sein du Tableau 2 (page suivante). Les fiches par secteurs présentent de façon cartographique :

- la direction et la vitesse des courants de marée résiduels eulériens,
- les lieux de croissance des ulves,
- les exutoires hiérarchisés sur les secteurs selon la quantité de nutriments apportée au milieu récepteur,
- les limites des sites d'échouage d'algues vertes.

A ces informations sont ajoutés une rose des vents ainsi qu'un histogramme représentant les valeurs moyennes de flux d'azote inorganique dissous et de phosphates apportés par les différents exutoires sur la période de mai à septembre de 2009 à 2012.

Par ailleurs, des fiches par site d'échouage ont également été constituées et présentent de façon cartographique :

- la localisation préférentielle des dépôts d'ulves,
- les limites des sites d'échouage d'algues vertes.

Cette information cartographique est complétée par un histogramme représentant l'évolution des surfaces couvertes par les ulves entre 2002 et 2012 ou entre 2007 et 2012 selon les sites. Un second histogramme décrit la composition des échouages algaux recensés sur chaque site. Enfin, lorsque l'information est disponible, l'évolution des teneurs en azote et en phosphore dans les algues durant l'année 2012 (généralement de mai à septembre) est présentée graphiquement.

L'ensemble de ces fiches sont consultables au sein du rapport de la mission intermédiaire MB5.



**Tableau 2 : Liste des secteurs et des sites d'échouage.**

Secteur	Site d'échouage	Numéro du site (SDAGE)
<b>1</b>	Quiberon	100
<b>2</b>	Saint-Jacques	107
<b>3</b>	Penvins	108
	Banastère	109
<b>4</b>	Pen-Bé	110
	Mesquer	111
<b>5</b>	Piriac-sur-Mer	112
<b>6</b>	Le Croisic	113
<b>7</b>	La Baule	114
<b>8</b>	Noirmoutier-La Fosse	115
	Noirmoutier-Gois	116
	Noirmoutier-Sableaux	117
	Noirmoutier-Vieil	118
	Noirmoutier-Epine	119
	Noirmoutier-Guérynière	120
<b>9</b>	Saint-Jean-de-Monts	121
<b>10</b>	Les Sables d'Olonne	122
	Bourgenay-Payré	123
	Longeville-Saint-Vincent-sur-Jard	124
<b>11</b>	La Tranche-sur-Mer	125
<b>12</b>	Ré-Portes-en-Ré	126
	Ré-Loix	127
	Ré-Saint-Martin-en-Ré	128
	Ré-La Flotte	129



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	32/100

## Etat des lieux des échouages algaux et marées vertes sur le secteur d'étude

**Plusieurs types de macroalgues** peuvent se retrouver en échouages massifs sur le secteur d'étude mais ce sont les algues vertes qui sont les plus impliquées dans les proliférations en lien avec l'eutrophisation.

Les proliférations d'algues vertes se développant sur le secteur d'étude **ne sont pas identiques à celles se développant dans certaines grandes baies de Bretagne**. Sur le secteur d'étude les algues vertes font l'essentiel de leur croissance fixée sur les substrats rocheux avant de s'échouer sur les plages, souvent en mélange avec les autres algues se développant sur les roches (algues brunes, algues rouges). A l'inverse, les algues vertes impliquées dans les marées vertes bretonnes effectuent leur croissance libre dans l'eau et forment des échouages monospécifiques. **Les « marées vertes » du secteur d'étude sont qualifiées de marées vertes de type 2 ou marées vertes d'arrachage.**

Le secteur d'étude fait l'objet d'un suivi régulier des proliférations d'algues vertes depuis 2007 à raison d'un relevé surfacique à trois reprises dans l'année, aux mois de mai, juillet et septembre. A cette occasion, **les années 2008 et 2009** ont été recensées comme celles présentant les plus importantes surfaces d'algues vertes, un maximum de **90 ha** d'algues vertes cumulées sur la saison ayant été mesuré pour le site le plus important. **L'Ile de Noirmoutier et l'Ile de Ré** sont les deux zones secteurs les plus touchés par ce phénomène.

Peu d'éléments sont disponibles pour dater avec exactitude l'initiation du phénomène sur le secteur d'étude mais des écrits relatent la présence de « champs » d'algues vertes **dès la fin des années 70**. La perception locale tend à indiquer que ce phénomène attire davantage l'attention de la population depuis 5 à 10 ans en moyenne, selon les secteurs.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	33/100

### 3. Causes de la prolifération des algues vertes sur le secteur d'étude

#### 3.1. Eutrophisation des eaux littorales

##### 3.1.1. Rappel du phénomène

L'article 2 de la directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, définit l'eutrophisation comme *l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question*. C'est ce type de définition globale désignant le processus écologique évolutif et ses conséquences qu'adopte également Aminot (2001) en associant au terme « eutrophisation » *un milieu eutrophe qui a atteint un niveau d'enrichissement tel que des dégradations ou des nuisances manifestes peuvent y être constatées (fortes désoxygénations, nuisances dues aux macroalgues, poussées intenses de phytoplancton nuisible, changements d'espèces, avec perte de biodiversité de l'écosystème marin, etc...)*. Dans le cadre de ce travail, le terme eutrophisation se rapporte à cette définition large intégrant les causes et les conséquences du phénomène.

Dans les écosystèmes marins, l'apport d'éléments nutritifs perturbe l'équilibre biochimique existant le long de la chaîne trophique entre les producteurs primaires (microalgues, macroalgues et phanérogames) et leurs consommateurs directs (consommateurs primaires) et indirects (consommateurs secondaires, tertiaires...) (Souchu, 2001). En effet, la production primaire est contrôlée par la lumière et les apports nutritifs. Lorsque les apports nutritifs augmentent, la production primaire est stimulée. L'eutrophisation se manifeste donc par un développement massif d'algues, appelé aussi bloom algal, qui peut concerner à la fois les microalgues (phytoplancton) et les macroalgues. L'eutrophisation des milieux côtiers s'accompagne d'un changement d'abondance des différentes communautés algales en privilégiant le développement des algues opportunistes (Figure 13).



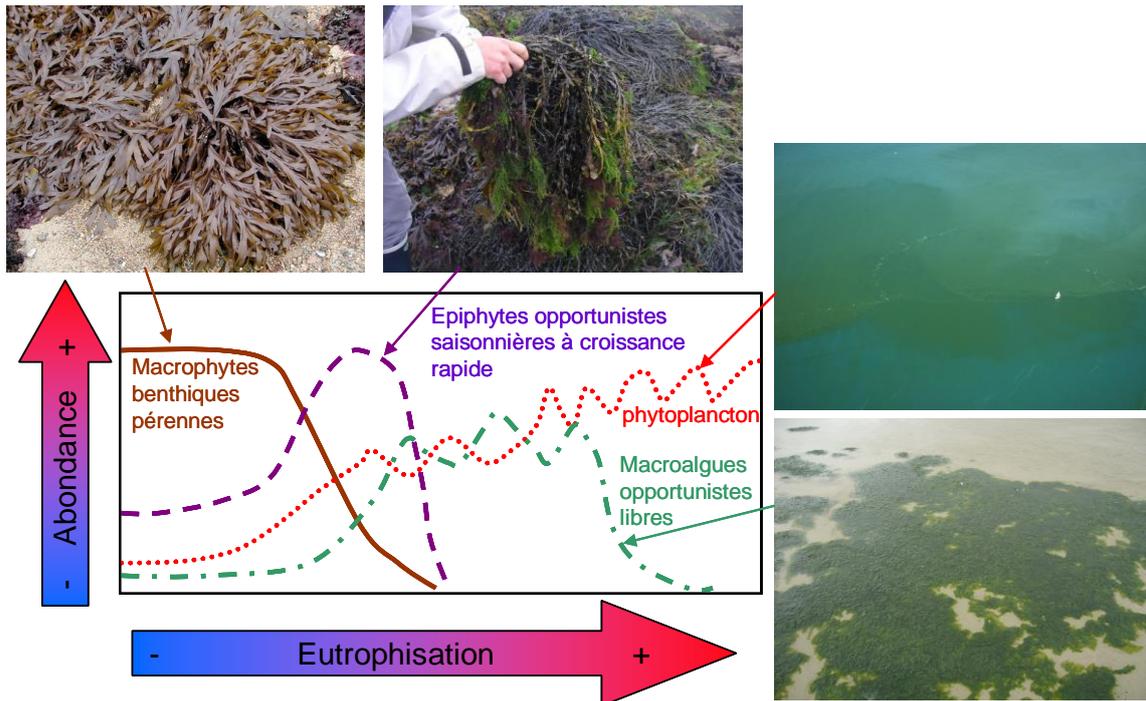


Figure 13 : Evolution des différentes communautés algales en fonction du degré d'eutrophisation (schéma modifié d'après Schramm, 1996)

Ces blooms d'algues, généralement en suspension dans la masse d'eau, empêchent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et la photosynthèse des organismes situés en dessous (Charlier et al., 2008). En outre, à la fin de leur cycle de croissance, ces algues se décomposent soit sur place, soit sous forme d'importants dépôts notamment dans les estuaires, golfes ou baies à faible hydrodynamisme (Charlier et al., 2007 ; Ménesguen, 2001). Cette décomposition entraîne le développement de bactéries qui, par leur activité, appauvrissent le milieu en oxygène. Cette baisse des concentrations en oxygène peut être à l'origine de la mortalité des organismes du milieu. La décomposition algale peut également produire des gaz toxiques tels que le méthane ou l'hydrogène sulfuré (Charlier et al., 2007). Les nuisances occasionnées par cette surproduction algale aboutissent à un changement de structure de l'écosystème comme illustré Figure 14. Le terme d'effet domino a été employé pour qualifier ce processus qui une fois amorcé s'amplifie souvent jusqu'à la phase finale de l'eutrophisation : la disparition des communautés macrophytobenthiques (Duarte et al., 1995).



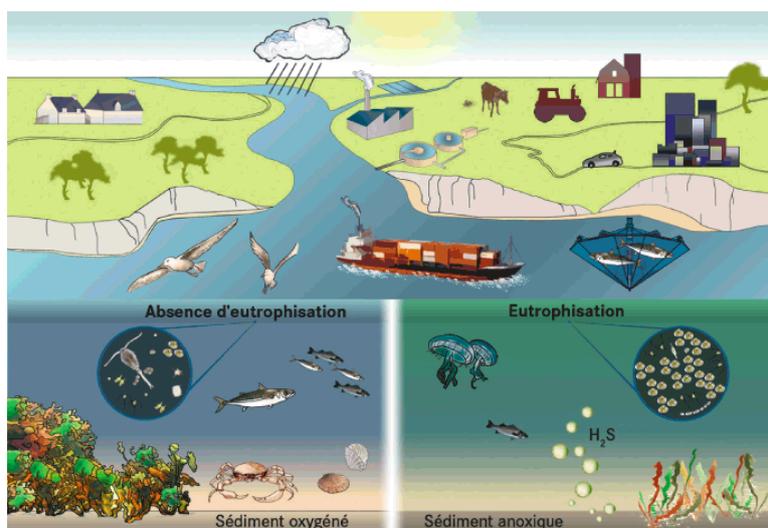


Figure 14 : Enrichissement des milieux côtiers d'origine anthropique et exemple des effets d'eutrophisation sur les écosystèmes. Source : commission OSPAR : [http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04\\_01.html](http://qsr2010.ospar.org/fr/ch04_01.html)

L'origine des nutriments impliqués dans l'eutrophisation des milieux marins est multiple comme illustré en Figure 15. Ils proviennent principalement de rejets d'origine anthropique dans les rivières. Le rôle des concentrations excessives de phosphore et d'azote contenues dans l'eau a été directement mis en évidence dans l'eutrophisation des côtes proches de zones agricoles, urbanisées ou industrialisées (Charlier et al., 2008). Les épandages agricoles provenant des élevages sont très riches en azote et en phosphore. Les rejets industriels ou urbains sont à l'origine d'apports de nitrates, d'ammonium, de phosphates et de matières organiques. L'aquaculture peut aussi représenter un apport en nutriments dans certaines zones (Anderson et al., 2002). Les retombées atmosphériques sont également une voie non négligeable d'apport d'azote dans la mer et proviennent de l'agriculture et des processus de combustion liés à l'industrie et aux transports (Ospar, 2010a).

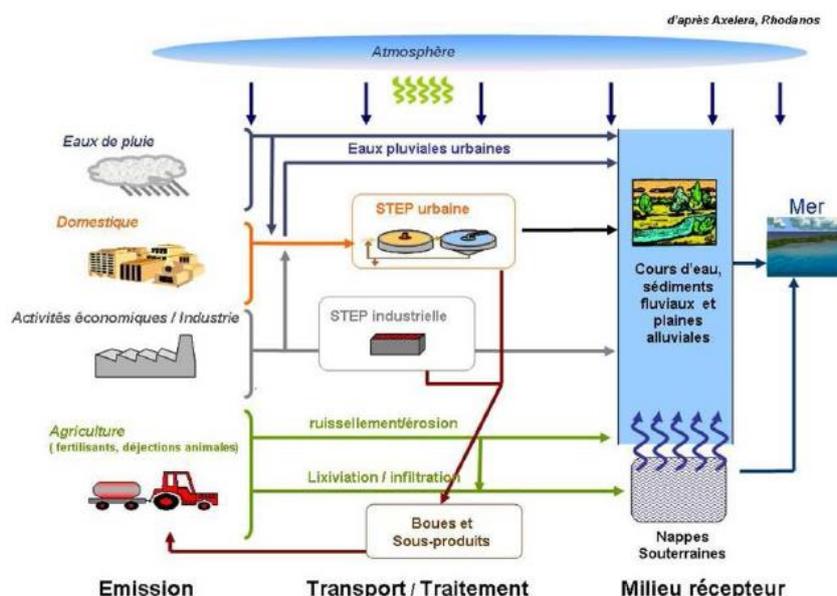


Figure 15 : Illustrations des sources principales et des voies de transfert des nutriments (schéma extrait de Bourrain et al., 2012)



Ces nutriments sont absorbés et stockés par les algues et peuvent être relargués dans le milieu lors de leur décomposition constituant un apport endogène de nutriments (Figure 16) non négligeable dans les zones de proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Les ulves absorbent l'azote sous forme de nitrates ou d'ammonium, ce dernier étant assimilé par l'algue en priorité (Ale et al., 2012). Le phosphore est assimilé sous forme inorganique dissoute, généralement représentée par les orthophosphates (Paytan and McLaughlin, 2007).

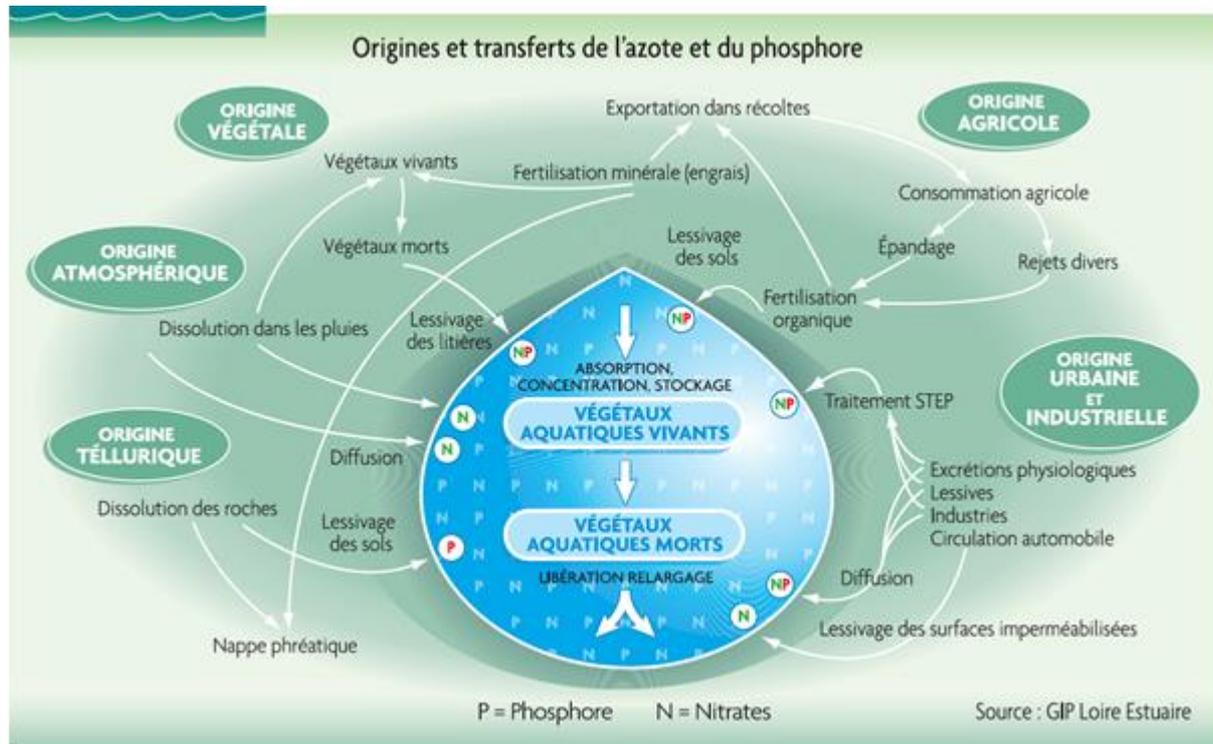


Figure 16. Origine et transfère de l'azote et du phosphore. Source : GIP, 2005. [www.loire-estuaire.org/documents/pdf/GIP\\_200512\\_L2A2a.pdf](http://www.loire-estuaire.org/documents/pdf/GIP_200512_L2A2a.pdf)

### 3.1.2. Identification des sources sur le secteur d'étude

La mission MB1 a permis l'identification des apports par les cours d'eau côtiers et autres sources locales (étiers, stations d'épuration, ...) dont les exutoires se situent sur le secteur d'étude. Les autres apports sont appréhendés par le modèle (cf. Mission MB2, relargage sédimentaire et « bruit de fond » océanique).

Ont ainsi été identifiés dans le cadre de cette mission :

- Tous les cours d'eau référencés dans la base de données Carthage ayant un exutoire en milieu marin ou en estuaire. A l'échelle de la zone d'étude, cela représente 225 exutoires de type cours d'eau sur le littoral élargi étudié (de Quiberon à Angoulins, sud de La Rochelle). A noter qu'en dehors de cette mission MB1, le CEVA a ajouté la constitution des séries de flux sur la Charente et la Gironde, non prévue dans le cadre de l'étude initialement.
- Tous les émissaires de stations d'épuration industrielles ou domestiques (STEU) dont le point de rejet se situe à l'aval d'un point de mesure de qualité de l'eau de référence (utilisé pour caractériser les apports par le cours d'eau) et dans une bande littorale d'une largeur



fixée à 5 km, sont intégrés au calcul de flux aux exutoires. Sur l'ensemble de la zone d'étude (Quiberon à l'île de Ré) 97 STEU ont été considérées dont 34 rejettent directement en mer au travers de 32 exutoires (sans passer par un exutoire de type cours d'eau ci-dessus décrit). Pour les stations rejetant dans le sous-sol (Saint-Jean de Monts et Notre Dame de Monts), sur l'avis du comité de pilotage, le point du trait de côte le plus proche de la station a été considéré comme exutoire.

Au total, sur la zone d'étude 257 exutoires ont été identifiés : 225 correspondant à des cours d'eau Carthage et 32 à des exutoires de stations d'épuration (rejet direct), essentiellement des STEU « agglomération d'assainissement » (25 contre 7 STEU « industrielles »). Une représentation graphique de ces exutoires est présentée en Figure 17.

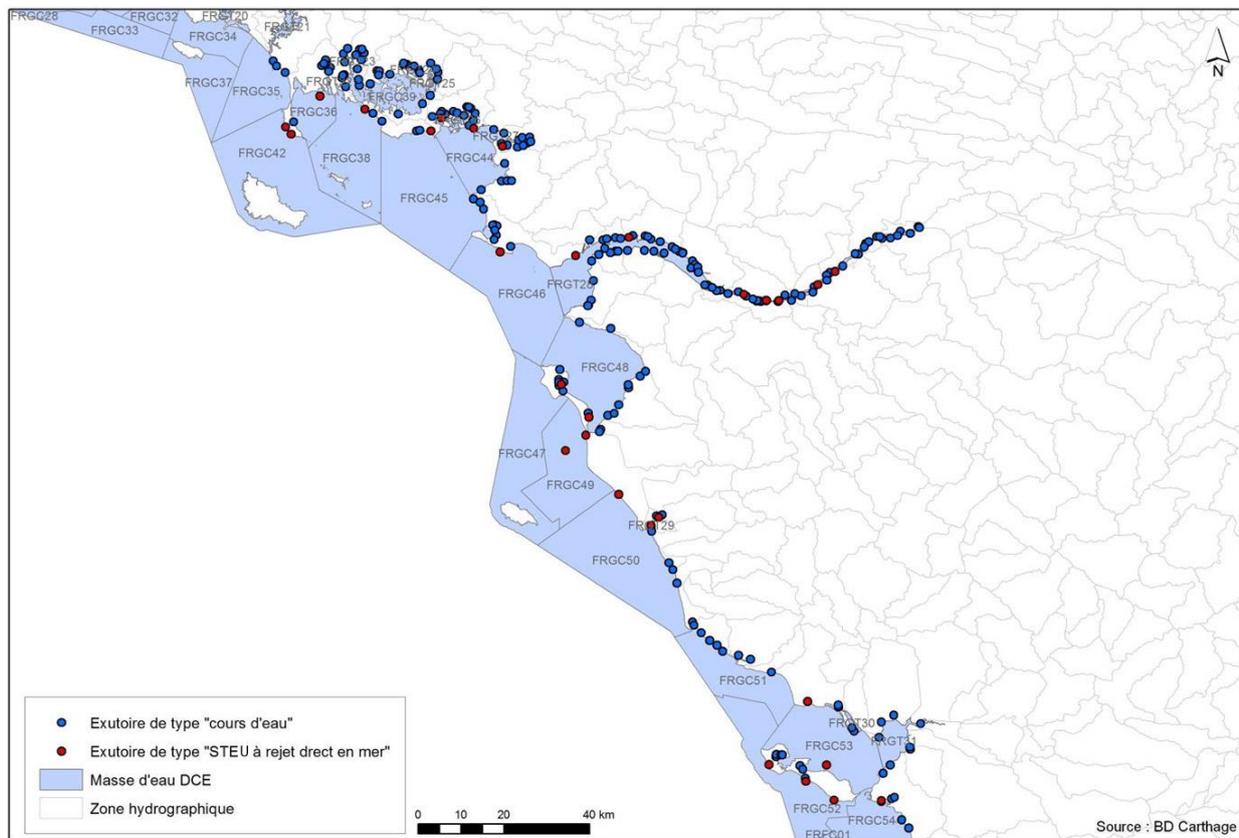


Figure 17 : Carte des exutoires de cours d'eau et de stations d'épuration (STEU) sur la zone d'étude.

### 3.1.3. Quantification des flux et hiérarchisation des sources

Le rapport MB1 présente les méthodes employées pour constituer les chroniques journalières de flux pour les années 2009 à 2012 incluses. Les estimations de flux ont porté sur les paramètres suivants:

- L'azote minéral dissous sous la forme nitrate ( $N-NO_3^-$ ) et ammonium ( $N-NH_4^+$ ),
- Le phosphate minéral dissous dans l'eau ( $P-PO_4^{3-}$ ) et le phosphore adsorbé,
- Le silicium dissous dans l'eau ( $Si(OH)_4$ ),
- L'azote, le phosphore et la silice sous leur forme détritique dans l'eau,
- La matière en suspension (M.E.S).



Remarque : la période s'étendant de mai à septembre inclus est prise comme période productive de référence pour les ulves afin de s'affranchir de la situation d'avril pour laquelle les flux de nutriments sont souvent encore très importants et ne peuvent être limitants pour les proliférations macroalgales.

✓ Flux d'azote inorganique dissous sur la période de mai à septembre

La Figure 18 présente, pour chaque exutoire, les flux inter-annuels moyens d'azote inorganique sur la période de mai à septembre inclus des années 2009 à 2012. Les flux d'azote inorganique dissous (NID), forme de l'azote directement utilisable par les macroalgues, ont été établis en sommant les flux de nitrates et d'ammonium (la forme nitrite est négligée ici). Les flux de la Loire se distinguent nettement sur cette carte, suivis de ceux de la Vilaine, de la Sèvre Niortaise puis de la Sèvre Nantaise (les flux de NID de la Gironde, non reportés sur la carte car en dehors du périmètre de l'étude, dominant ceux de la Loire).

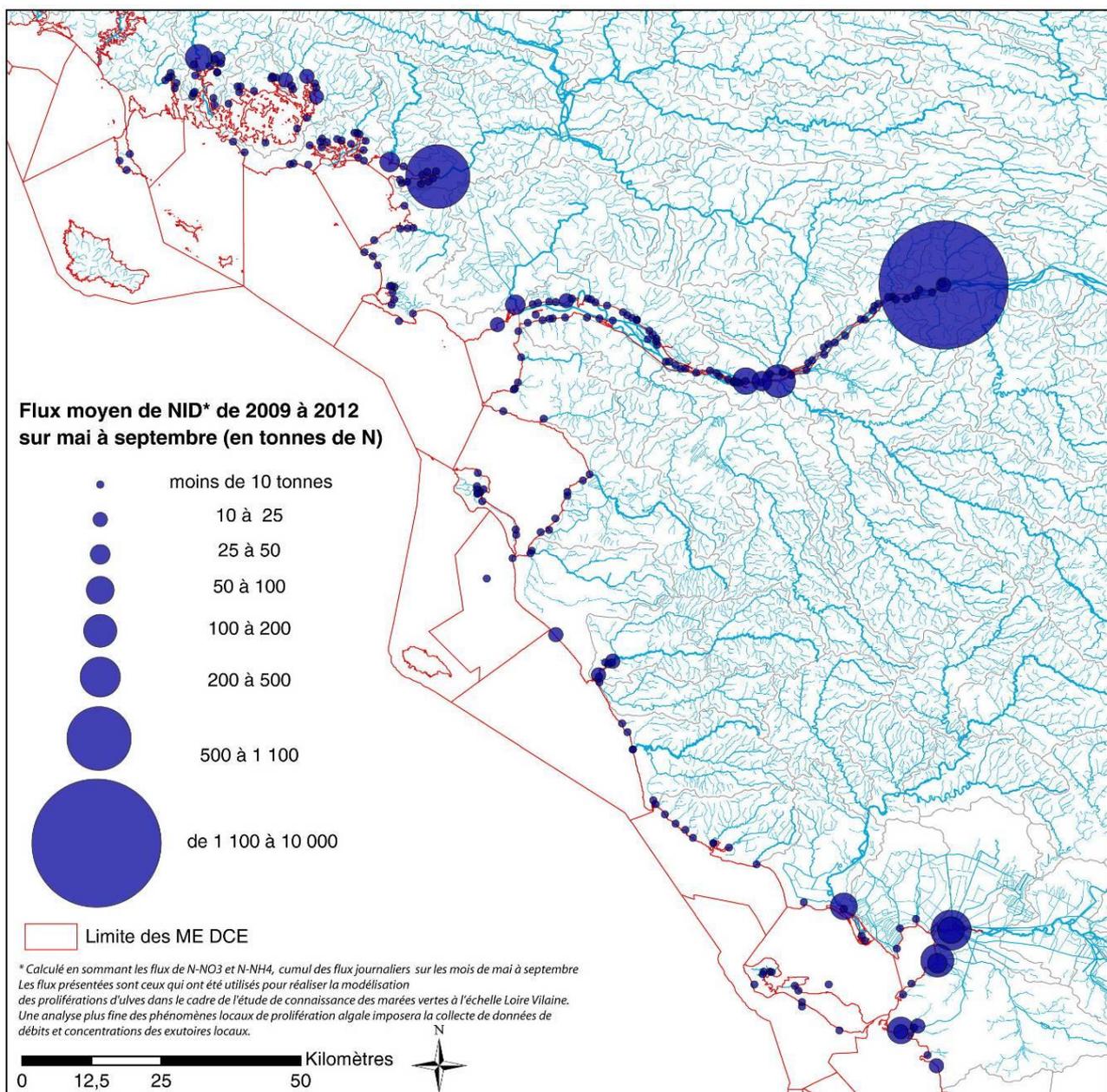


Figure 18 : Carte des flux d'azote inorganique dissous sur la période mai-septembre des années 2009 à 2012.



En ne s'intéressant qu'à la forme nitrates, la Loire domine nettement les autres sources avec 80 % des apports (78 % en amont de Montjean et 2 % pour l'estuaire) suivie de la Vilaine (11 %) (Figure 19). La somme Loire plus Vilaine représente donc 91 % des apports de nitrates de mai à septembre du secteur d'étude.

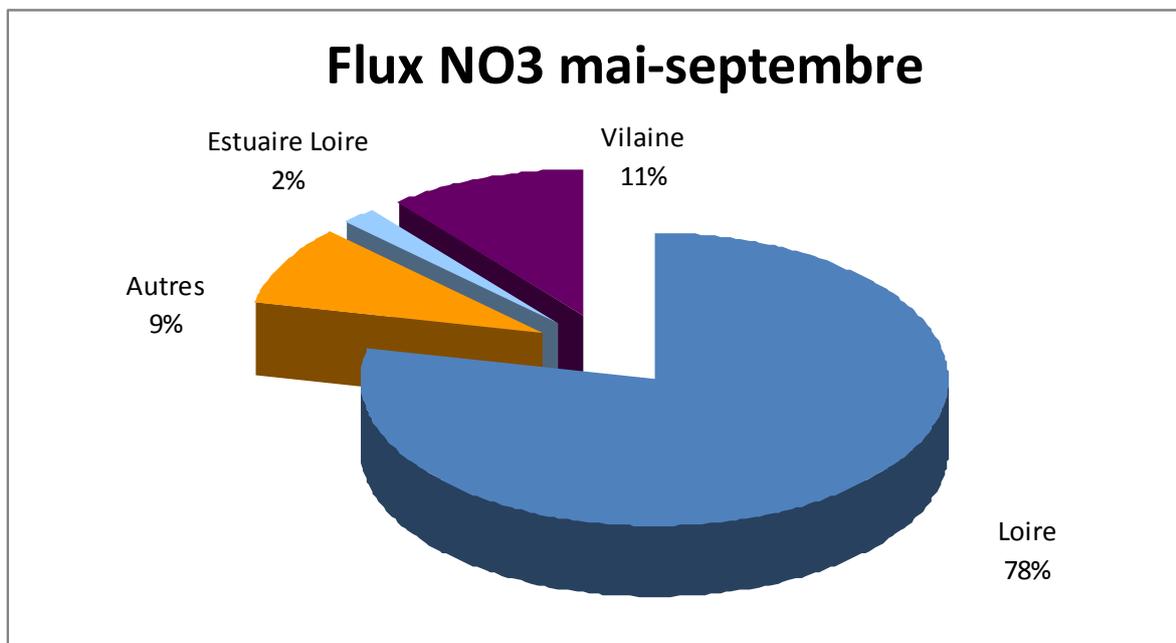


Figure 19 : Origine des flux de nitrates de mai à septembre pour les années 2006 à 2012 sur le secteur d'étude. Loire : apports en amont de Montjean ; Estuaire Loire : apports des affluents en aval de Montjean et STEU de la bande côtière de l'estuaire ; Vilaine : évaluation des flux à Rieux ; Autres : cours d'eau ou STEU de la bande côtière.



✓ Flux de phosphates sur la période de mai à septembre

La Figure 20 présente, pour chaque exutoire, les flux inter-annuels moyens de phosphates sur la période de mai à septembre inclus des années 2009 à 2012. Cette forme de phosphore est directement utilisable par les ulves et globalement proportionnelle aux apports de phosphore total. Les flux de la Loire (calculés en amont de Montjean sur Loire) sont les plus importants, suivis de la Vilaine, la Sèvre Nantaise puis de la station d'épuration de l'agglomération nantaise (les flux de phosphates de la Gironde, non reportés sur la carte car en dehors du périmètre de l'étude dominent ceux de la Loire).

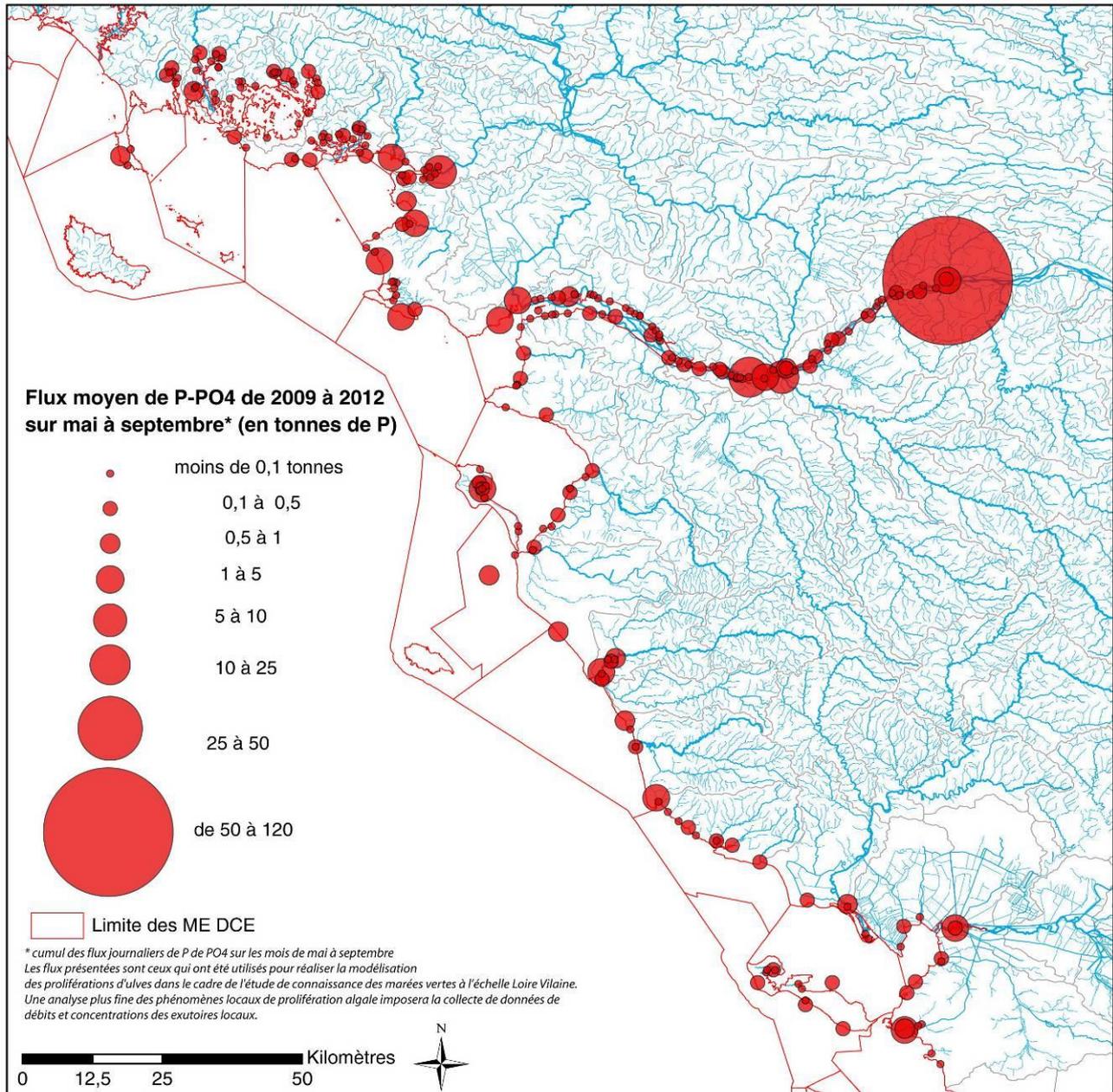


Figure 20 : Carte des flux de phosphates sur la période mai-septembre des années 2009 à 2012.

Comme pour les nitrates, les flux de phosphates proviennent majoritairement de la Loire (71 % des apports, estuaire inclus). Les autres sources constituent une part non négligeable puisqu'elles constituent 1/4 des apports sur la zone (Figure 21).



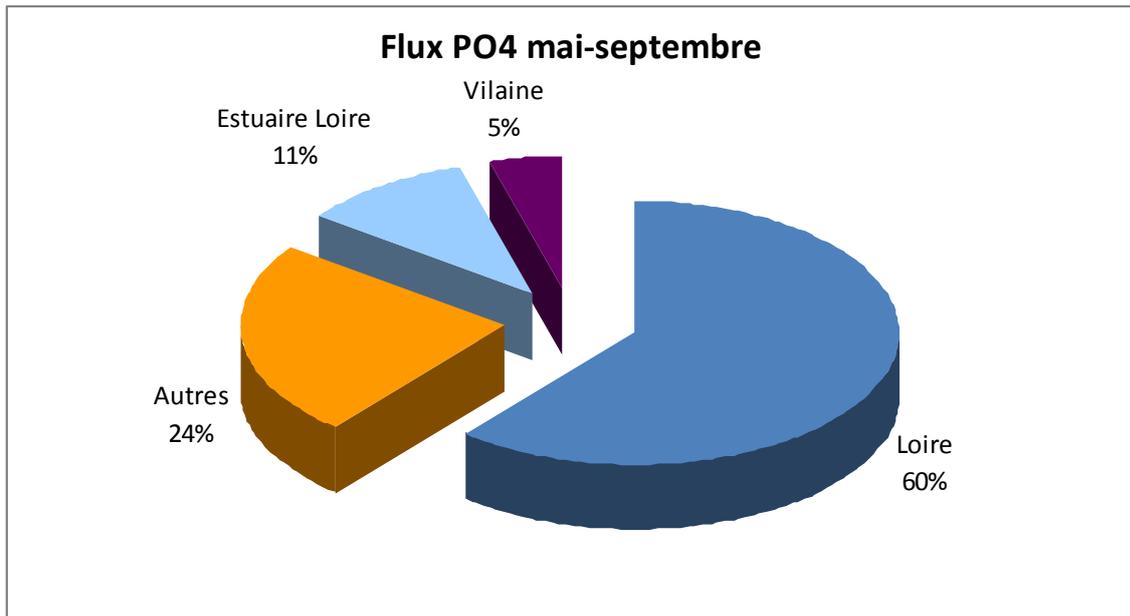


Figure 21 : Origine des flux de phosphates de mai à septembre pour les années 2006 à 2012 sur le secteur d'étude. Loire : apports en amont de Montjean ; Estuaire Loire : apports des affluents en aval de Montjean et STEU de la bande côtière de l'estuaire ; Vilaine : évaluation des flux à Rieux ; Autres : cours d'eau ou STEU de la bande côtière.

✓ *Impact des processus estuariens sur les flux de nutriments : estuaire de la Loire*

Dans la zone estuarienne, lors du mélange avec les eaux marines, les nutriments sont soumis à différents processus biogéochimiques qui, pour certains d'entre eux, peuvent modifier sensiblement les apports fluviaux.

Un des objectifs de cette étude était d'évaluer l'impact de ces processus sur les flux de nutriments (cf. rapport MB4).

Pour ce faire, les mesures acquises par la DDTM mensuellement depuis 1993 en différents points de l'estuaire, entre Saint-Nazaire et Ancenis ont été exploitées. Il convient de rappeler que ces données ont été acquises par marées moyennes ou de vives-eaux, représentant donc un estuaire plutôt mélangé, et concernent uniquement des prélèvements de surface. La vision qu'elles donnent des phénomènes estuariens n'est donc pas exhaustive.

Pour les nitrates dans l'estuaire de la Loire, le comportement est globalement conservatif. Les processus biogéochimiques de nitrification sont certainement présents mais l'analyse des séries de données acquises dans l'estuaire pendant 20 ans par la DDTM semble confirmer les conclusions des travaux d'analyses isotopiques qui mettent en évidence un équilibre entre processus de nitrification et de dénitrification arrivant à un bilan quasi nul. De manière ponctuelle des processus de nitrification ou à l'inverse d'absorption ou de dénitrification peuvent être observés.

Pour l'ammonium, l'estuaire apparaît par contre comme une source de matière, à la fois par les apports directs mais aussi en raison des processus de minéralisation de l'azote. Les nitrites, malgré des variations importantes de concentrations dans la partie amont de l'estuaire, ne semblent pas voir leur flux modifié de manière importante, ce qui se comprend aisément pour ce composé peu stable chimiquement dans le milieu.

L'évolution des phosphates dans l'estuaire est par contre plus complexe. La concentration en phosphates est la résultante de différents processus (minéralisation de la matière organique, complexation par le fer, adsorption sur les particules, absorption par le plancton,...). L'analyse des teneurs le long de l'estuaire permet de conclure que l'estuaire provoque un enrichissement important des teneurs et des flux de phosphates par rapport à la situation de Montjean (facteur d'enrichissement sur le phosphate de 3.5).



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	42/100

## 3.2. Autres facteurs favorisant l'eutrophisation

Cette partie reprend les éléments de bibliographie scientifique collectés dans le cadre de la mission A. De façon générale, peu de données spécifiques au secteur d'étude sont disponibles dans la littérature concernant ces autres facteurs favorisant l'eutrophisation.

### 3.2.1. Facteurs chimiques

Des micropolluants peuvent soit favoriser, soit réduire les marées vertes. Par exemple, des perturbateurs endocriniens peuvent réduire les populations de brouteurs et indirectement participer aux proliférations. Au contraire, de nombreux polluants comme les herbicides ou certains métaux auront un rôle négatif sur les proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Le fer peut être un élément limitant des proliférations d'ulves. Lorsque les teneurs en fer sont élevées, l'assimilation de l'azote sera réduit comme cela a été montré chez *Ulva rigida* (Viaroli et al., 2005). L'impact des métaux lourds sur le développement des ulves n'est pas majeur, les ulves étant d'ailleurs souvent utilisées comme bio indicateur de ces éléments car elles sont capables de supporter des milieux modérément pollués et leur fort rapport surface/volume rend l'absorption des métaux lourds très rapide (Haritonidis et Malea, 1999 ; Ho, 1990a ; Ho, 1990b ; Turner et al., 2008).

Au niveau des estrans touchés par des pollutions aux hydrocarbures, plusieurs études ont démontré suite à ces événements une colonisation importante des algues vertes opportunistes du genre *Enteromorpha* (Southward et Southward, 1978) et *Ulva* (revue de O'Brien et Dixon, 1976 ; Sousa, 1979 ; Marshalla et Edgarb, 2003). De même, Barillé-Boyer et al. (2004) ont constaté une augmentation importante de l'abondance d'ulves à Piriac-sur-Mer suite à la marée noire de l'Erika (pollution de 1999). Les populations d'algues du genre *Fucus* semblent présenter au contraire une sensibilité marquée aux pollutions de ce type (revue de O'Brien et Dixon, 1976 ; Stekoll et Deysher, 2000).

Les effets des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) sur la physiologie des ulves ont été étudiés notamment par Zambrano et Carballeira (1998). Cette étude montre que chez les ulves, le taux de photosynthèse est le meilleur indicateur de stress face à une pollution du milieu par les hydrocarbures. Beaumont et al. (1987) ont étudié l'effet du TBT (Tributylétain) notamment sur les processus métaboliques d'*Ulva lactuca* : la respiration augmente significativement en présence de ce polluant. Toutefois, l'étude ne permet pas de conclure sur les effets du TBT sur le processus de photosynthèse.

### 3.2.2. Facteurs physiques

- **Lumière et turbidité**

L'éclairement est un des facteurs déterminant dans les proliférations algales. Tout d'abord, la durée d'éclairement journalier doit être suffisante ce qui induit les épisodes de prolifération préférentiellement au printemps et en été (Merceron, 2001). De plus l'intensité lumineuse joue aussi un rôle important et doit être assez forte pour le développement des algues vertes (Henley et al., 1991 ; Henley et al., 1992). Ainsi, la hauteur d'eau et la turbidité sont des éléments primordiaux. De faibles hauteurs d'eau, typiques des baies, sont essentielles pour assurer une bonne pénétration de la lumière (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Lorsque la turbidité augmente la luminosité diminue



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	43/100

limitant ainsi les proliférations. Dans la lagune de Venise des régressions ont été enregistrées suite, entre autres, au développement d'activités de dragage augmentant ainsi la turbidité (Sfriso et Marcomini, 1996 ; Sfriso et al., 2003). Dans l'estuaire du Mondego (Portugal), les épisodes de prolifération varient en fonction de la turbidité (Martins, 2000). En France, comme le précise le rapport de la mission interministérielle « Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes », la Baie du Mont Saint-Michel n'est pas affectée par les marées vertes du fait de sa turbidité (Chevassus-au-Louis et al., 2012). Une analyse à long terme de la turbidité sur le secteur d'étude permettrait d'appréhender une éventuelle évolution de ce paramètre. Un tel travail n'a néanmoins jamais été effectué sur le secteur d'étude.

- **Géomorphologie, courantologie, et aménagements littoraux**

Naturellement, certaines zones sont plus propices à la prolifération et à l'accumulation des algues vertes du fait d'une géomorphologie et d'une courantologie favorables à un confinement de la matière algale et des nutriments.

Ces conditions peuvent être également artificiellement générées par la construction de structures permettant de lutter contre l'érosion et l'action des vagues telles que des ports, des jetés, des polders pour répondre à des besoins économiques, résidentiels et touristiques (Figure 22) (Bulleri et Chapman, 2010). Ces défenses réduisent les mouvements de masse d'eau en de nombreux endroits (Walker, 1984). Or un faible hydrodynamisme est favorable aux proliférations algales. De plus, ces structures sont généralement construites en zones sédimentaires proches de baies et de zones urbanisées. Elles participeraient à la réduction des dilutions des panaches d'éléments nutritifs provenant des rivières et permettraient aux proliférations de persister sans pouvoir être évacuées vers le large (Kopp, 1977). Elles sont rapidement colonisées par des espèces algales et animales de substrat rocheux (Moscella et al., 2005 ; Airoidi et al., 2005). Parmi ces espèces, les algues vertes pourraient constituer un apport aux proliférations et aux échouages. Toutefois d'une façon générale, il s'agit de phénomènes locaux qui ne peuvent pas expliquer les proliférations (Chevassus-au-Louis et al., 2012), notamment sur le secteur d'étude.



Figure 22 : Exemple d'aménagements littoraux sur l'île de Ré bordant un estran rocheux (mai 2013). Photo : CEVA



### 3.2.3. Facteurs biologiques

- **Compétition avec les autres espèces algales**

La compétition est un élément structurant des communautés macroalgales. Celle-ci peut être interspécifique (entre des espèces différentes) et intraspécifique (entre des individus de la même espèce). Elle est dépendante de la sensibilité de chaque espèce aux différents facteurs écologiques tels que leurs capacités d'absorption des nutriments, leurs cycles de vie et leurs vitesses de croissance, leurs morphologies, leurs sensibilités au broutage et aux composés allélopathiques<sup>2</sup>. Ces interactions ont lieu à chaque étage de la chaîne alimentaire et donnent lieu à des contrôles par le haut : Top-Down (ex : action des brouteurs sur les algues) et par le bas : Bottom-Up (ex : action des nutriments sur la croissance des algues). L'augmentation ou la diminution de l'un de ces facteurs peut profondément impacter la structure des communautés. Par exemple, les phénomènes d'eutrophisation ont contribué à la diminution des espèces de macroalgues pérennes et de leurs communautés associés au profit de quelques espèces d'algues annuelles proliférantes (Vogt et Schramm, 1991 ; Munda, 1993). Le schéma ci-dessous (Figure 23) illustre ce type d'interactions sur une communauté algale peuplant le substrat rocheux d'après les expériences de Worm et Lotze (2006).

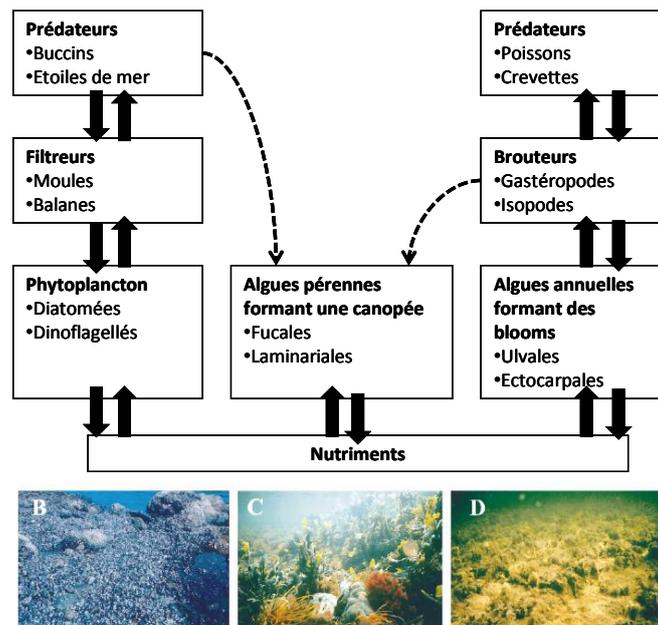


Figure 23. Interactions de la chaîne alimentaire d'une communauté algale de substrat rocheux : les flèches vers le haut indiquent un contrôle par le bas (bottom-up) lié à la disponibilité/affinité des ressources, les flèches vers le bas indiquent un contrôle par le haut (top-down) lié à l'activité des consommateurs, les flèches en pointillés indiquent des effets indirects positifs. L'enrichissement en nutriments stimule le phytoplancton consommé par les filtreurs et stimule aussi les algues annuelles proliférantes en défaveur des algues pérennes. Les prédateurs et brouteurs limitent l'abondance des filtreurs et des algues annuelles proliférantes et de manière indirecte participent au maintien des algues pérennes. Les photos représentent les différents états de cette communauté. Lors d'une eutrophisation excessive, les contrôles par le haut sont outrepassés et les développements des filtreurs (photo B : lit de moules) et des algues annuelles proliférantes (photo D) sont favorisés au détriment des algues pérennes (photo C). D'après Worm et Lotze (2006).

<sup>2</sup> Composés chimiques sécrétés par un organisme ayant pour effet d'inhiber la croissance d'un ou plusieurs organismes à proximité.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	45/100

- **Compétition pour les éléments nutritifs**

Les algues opportunistes ont des affinités pour les nutriments et un fort taux d'absorption qui sont un avantage majeur par rapport aux algues à morphologie plus complexe et à croissance plus lente (Abreu et al., 2011 ; Auby et al., 1994). En effet, les algues opportunistes filamenteuses ou foliacées ont un rapport surface/volume relativement fort qui leur permet une absorption des nutriments et une croissance rapide (Hein et al., 1995 ; Rosenberg et Ramus, 1984). Toutefois, elles ont une capacité de stockage des nutriments assez faible : entre 2 et 8 jours pour des algues filamenteuses (Fujita, 1985 ; Pedersen et Borum, 1996). A l'inverse, les algues pérennes formant les canopées ont un thalle épais, recouvert de cortication, avec un faible rapport surface/volume, une absorption des nutriments et une croissance lente (Pedersen et Borum, 1996 ; Wallentinus, 1984). Elles ont cependant une grande capacité de stockage des nutriments comparé aux algues filamenteuses allant de la semaine à plusieurs mois (Chapman et Craigie, 1977 ; Pedersen et Borum, 1996). Ces différences physiologiques vont influencer les réponses de ces algues face aux fluctuations de fréquences et de concentrations des apports en nutriments (Rosenberg et al., 1984) et contribuer au remplacement des espèces pérennes par des algues opportunistes lors de fortes eutrophisations (Worm et Lotze, 2006).

### 3.3. Discussion

L'estimation des flux d'azote inorganique dissous et de phosphate des différents contributeurs sur la période de mai à septembre 2009 à 2012 a permis de produire une hiérarchisation des sources entre elles. Cette première approche, complémentaire à l'outil de modélisation, s'avère nécessaire pour dégager les tendances en termes d'apports d'autant plus lorsqu'on a affaire à une très grande hétérogénéité des sources du point de vue de leur flux (cas de la présente étude). La simple évaluation et hiérarchisation à l'échelle saisonnière des flux d'azote et de phosphore déversés par chacun des exutoires ne suffit cependant pas pour conclure d'une part, sur l'origine de l'azote utilisé par les ulves pour leur besoin de croissance et d'autre part, sur l'effet que produirait une diminution théorique des apports en azote et/ou phosphore sur la biomasse totale en algues vertes. Ces deux volets ne peuvent être envisagés qu'au travers d'un modèle numérique capable de représenter l'évolution de la production primaire sous l'influence de différents processus physico-chimiques (marée, vent, courants, température, salinité, ensoleillement, cycles de l'azote/phosphore/silicium ...). Le premier volet est réalisé au moyen de l'outil de traçage de l'azote des ulves disponible au sein du modèle MARS3D-Ulves tandis que le second concerne l'exploitation du modèle biologique complet par la mise en place de scénarii de réduction des flux de nutriments.

La mise en place de tels modèles nécessite un certain nombre de données de forçage en entrée (notions de conditions initiales et de conditions aux limites) et de données de validation par des mesures en mer (évolution de la température, salinité, qualité de l'eau, quotas en azote et phosphore des ulves ...). Les données de forçage jouent un rôle important dans la qualité de la prévision et si les données de flux des rivières sont en général de qualité acceptable, les données au large (au niveau des limites marines des modèles) sont actuellement plus discutables. Sur ce point, une attention particulière a été observée pour cette étude.

Les facteurs secondaires pouvant jouer un rôle dans le développement des algues opportunistes tels que la compétition entre les espèces algales, les pollutions, les événements climatiques extrêmes, ..., ne sont pas représentés dans le modèle numérique du fait des interactions complexes dans lesquelles ils interviennent.



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	46/100

En dépit du fait que les causes de l'eutrophisation soient bien connues, les mécanismes impliqués dans le cycle des nutriments et dans les jeux d'équilibres entre les communautés favorisant ou non l'expression de l'eutrophisation nécessitent l'acquisition de données complémentaires notamment pour :

- les processus biogéochimiques estuariens et leur influence sur les concentrations en nutriments,
- la quantification du stock de nutriments dans le sédiment, sa biodisponibilité et son évolution sur le long terme en regard des efforts de réduction des apports anthropiques,
- les conditions environnementales et nutritionnelles favorisant la colonisation des ulves sur les substrats rocheux.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	47/100

## Causes de la prolifération des algues vertes sur le secteur d'étude

**Les proliférations d'algues vertes dépendent des conditions naturelles propices à leur développement (luminosité, température de l'eau), et des teneurs de nutriments présents dans le milieu. Les activités anthropiques sont à l'origine de l'enrichissement des eaux côtières du secteur d'étude.**

**257 exutoires** dont **225 cours d'eau** et **32 stations d'épuration littorales** (rejet en mer ou en aval d'une station de référence et dans la bande des 5 km du littoral) ont été identifiés sur le secteur d'étude. La Loire, la Vilaine, la Sèvre Niortaise et la Sèvre Nantaise présentent les flux les plus importants en azote. La Loire, la Vilaine, la Sèvre Nantaise présentent les flux les plus importants en phosphore. Dans une moindre mesure, les stations d'épuration de l'agglomération de Nantes, bien que conformes à la directive européenne ERU, présentent des flux non négligeables en phosphore.

**Les données sur les flux de nutriments sur le secteur d'étude sont de qualité suffisante pour être intégrées au modèle Mars 3D Ulves.** Ce modèle permet de simuler la dispersion de ces flux sur la zone côtière et de prédire la diminution des biomasses d'algues vertes suivant différents scénarii de réduction des apports. En revanche, il ne peut pas prédire la réaction globale de l'écosystème, notamment au niveau de la dynamique des populations algales du fait des nombreux facteurs secondaires existants.

Des facteurs secondaires peuvent engendrer une expression accrue de l'eutrophisation. Sur le secteur d'étude, la dynamique des populations algales benthiques est un paramètre important qui dépend de nombreuses interactions qu'elles soient entre individus ou en réponse avec les paramètres environnementaux naturels ou modifiés par les activités anthropiques



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	48/100

## 4. Facteurs de contrôle de la prolifération des algues vertes

L'accumulation des dépôts d'algues sur les plages et dans les baies peut causer des problèmes d'occupation de l'espace et des problèmes sanitaires liés à leur décomposition qui génère sous certaines conditions la production d'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S). Ces dépôts peuvent également entraîner des dommages environnementaux au niveau des écosystèmes (Charlier et al., 2007). Ils peuvent également avoir des conséquences socio-économiques en affectant les activités (conchylicoles notamment), le tourisme et l'usage récréatif des sites (Charlier et al., 2007). Les dépôts doivent alors être ramassés par les autorités locales avec un coût financier non négligeable (Chevassus-au-Louis et al., 2012).

Au niveau environnemental, les proliférations algales engendrent des impacts divers *via* une altération des conditions physico-chimiques des milieux et des effets délétères sur les autres organismes (revue de Lyons et al., 2014). Fréquemment à l'origine d'une anoxie du sédiment, elles peuvent par exemple conduire à une réduction de la richesse spécifique et de l'abondance de certaines communautés benthiques. Ces proliférations peuvent également entraîner la diminution, voire l'extinction de macrophytes à croissance lente et à morphologie plus complexe, par une réduction de la luminosité nécessaire à la survie de ces dernières (Schramm, 1999).

Pour limiter les risques sanitaires liés aux échouages d'ulves et à leur décomposition, le ramassage est une solution à court terme. Différentes techniques de ramassage ont été envisagées afin de pouvoir récolter aussi bien les algues échouées sur la zone intertidale, que les algues amassées dans les faibles épaisseurs d'eau (formant un rideau), ou bien les algues subtidales. Toutefois, ces techniques ne sont généralement pas sans impact négatif pour l'environnement. Le prélèvement de sable, la dégradation des habitats terrestres et marins et les mortalités d'organismes engendrés par les engins de collecte sont les principaux impacts recensés à ce jour. Le ramassage des algues en outre ne doit pas devenir systématique et total, étant donné le rôle important des laines de mer pour les écosystèmes littoraux (stabilisation et réenrichissement des cordons dunaires).

Bien que certains aspects du ramassage soient négatifs, il peut néanmoins permettre de diminuer les odeurs et de redonner aux plages leur fonction récréative. Selon la période de l'année et l'intensité auxquelles est effectué le ramassage, celui-ci peut limiter le développement algal (EU Life algae, 2001). Un ramassage effectué en fin de saison pourrait en effet permettre de réduire le stock algal hivernal. La marée verte de l'année suivante se reformerait alors à partir d'un stock plus bas, ce qui induirait un retard de la marée verte en début de saison. Le ramassage permet également d'extraire une partie des nutriments du système. En effet, les algues se décomposant sur place réalimentent directement la masse d'eau et/ou le sédiment en éléments nutritifs.

Concernant le secteur d'étude, le ramassage se fait essentiellement sur la zone intertidale. Les zones d'échouages sont souvent difficiles d'accès pour les engins de ramassage. Les marées vertes étant essentiellement d'arrachage et présentant peu ou pas de phase de mise en rideau, un ramassage anticipé semble difficilement envisageable. Du fait des spécificités de ces proliférations, un ramassage des stocks résiduels pour limiter les reconductions ne semble pas pertinent.

### 4.1. Axe préventif

Comme développé au cours du rapport de la mission A notamment, les apports en nutriments, en particulier en éléments azotés et phosphatés induisent une surproduction algale. La prévention du risque de développement de marées vertes passe donc par l'évaluation de la sensibilité d'un site aux apports en nutriments. La compilation des stratégies existantes et des expériences des gestionnaires a permis d'établir un arbre de décision (Figure 24) permettant aux



gestionnaires d'engager des mesures de restauration ou de préservation selon que le site soit touché ou non par un problème d'eutrophisation.

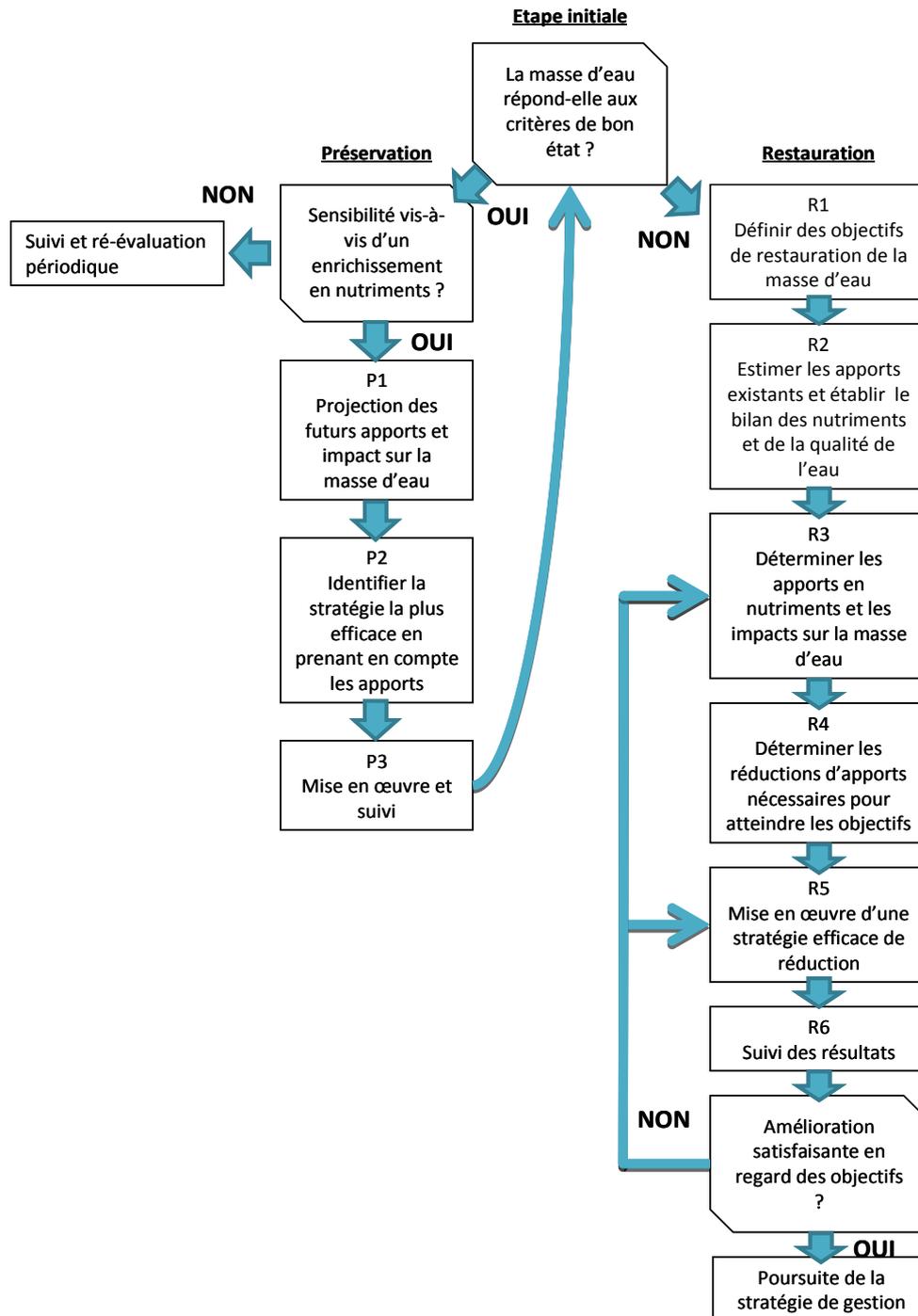


Figure 24. Arbre de décision pour établir et mettre en place une stratégie de gestion des apports en nutriments pour un site donné (modifié de CCMCE, 2000)

Lorsque des actions de restauration de la qualité de la masse d'eau sont à entreprendre, il est important de définir quelle est la pression visée. Ainsi, concernant les développements massifs de macroalgues vertes, deux éléments sont potentiellement impliqués comme vu précédemment : l'azote et le phosphore. Parmi ces éléments, il est nécessaire d'effectuer la « ...*distinction entre facteurs*



*limitants – ceux qui, à un moment et en un lieu donné, limitent le plus la croissance algale – et facteurs de contrôle – ceux qui peuvent effectivement être maîtrisés pour limiter les proliférations* ». Différentes études montrent qu'en milieu marin côtier, l'azote est l'élément principal limitant la croissance des ulves. Larned (1998) a suivi la croissance d'*Ulva fasciata* en milieu contrôlé en ajoutant selon les cas, seulement de l'azote, seulement du phosphore, ou bien les deux éléments simultanément (Figure 25). Les résultats ont montré qu'*Ulva fasciata* en milieu enrichi en azote avait une croissance équivalente à celle obtenue dans un milieu enrichi en azote et en phosphore. A l'inverse, le seul enrichissement du milieu en phosphore n'a aucun effet sur la croissance algale.

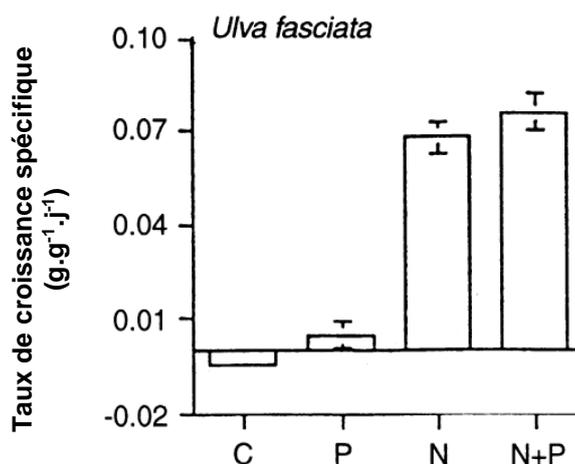


Figure 25. Taux de croissance spécifique d'*Ulva fasciata* en environnement contrôlé (C=témoin, pas d'apport en nutriments ; P = apport de phosphore ; N = apport d'azote ; N+P= apport d'azote et de phosphore) (modifié d'après Larned (1998)).

A l'échelle de l'écosystème, le suivi à long terme des nutriments dans la baie de Laholm en Suède (Figure 26) a montré que les premiers signes d'eutrophisation se sont déclarés dans les années 70, avec des apports en azote et en phosphore ayant doublé par rapport aux années 50. Dans les années 70, la réduction des apports phosphorés a été initiée, ceux-ci retrouvant progressivement un niveau équivalent à celui des années 50. A l'inverse, les apports en azote n'ont cessé d'augmenter au cours du temps atteignant des valeurs 6 fois supérieures à celles des années 50. Avec cette augmentation, les signes d'une eutrophisation avérée ont été observés avec notamment le développement d'algues vertes filamenteuses suivis par des blooms exceptionnels de plancton. Ce suivi confirme donc que les producteurs primaires peuvent se développer en dépit d'une diminution d'apports phosphorés.



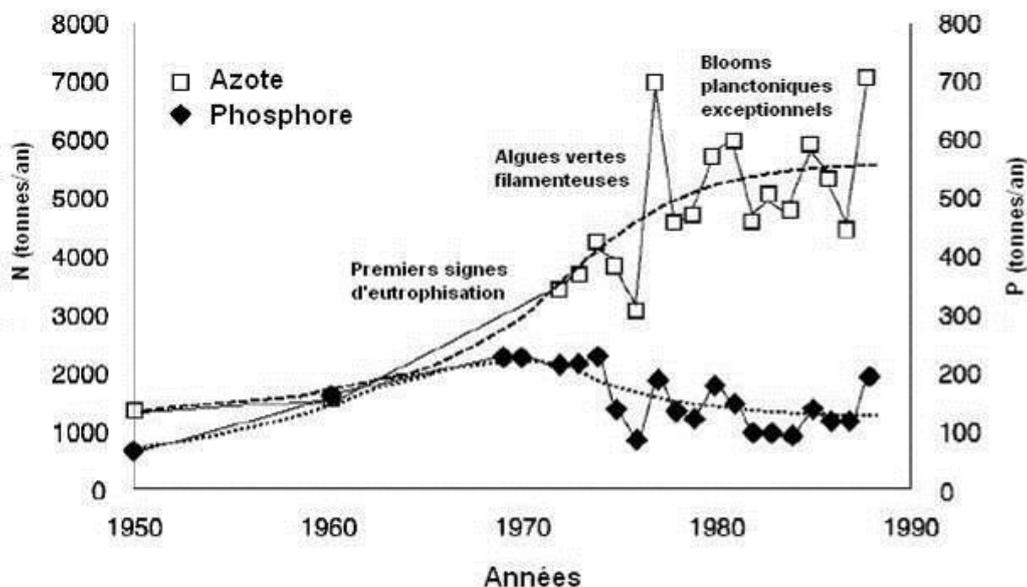


Figure 26 : Evolution des nutriments et des producteurs primaires dans la baie de Laholm, Suède (modifié d'après Rosenberg et al., 1990)

En Bretagne (*cf.* rapport mission A), une corrélation entre les flux azotés et l'importance des marées vertes a également été mise en évidence à travers les programmes de suivis CIMAV et DCE menés par le CEVA. Pour cette corrélation, sont considérés les flux azotés de mai à août en lien avec les surfaces algales cumulées d'août et de septembre (les surfaces algales plus tôt dans la saison dépendant des conditions hivernales et du stock résiduel de l'année précédente). Cette approche s'explique par le fonctionnement même des marées vertes. En hiver, en dépit de flux importants en azote, la croissance des algues est inhibée par des températures froides et une faible photopériode. Au début du printemps, les jours devenant plus longs, l'inhibition par la lumière est levée. Les températures restent néanmoins généralement suffisamment froides pour limiter la croissance des ulves. Dès la fin du printemps, les conditions de lumière et de température deviennent favorables. Les producteurs primaires se développent alors massivement (phytoplancton et macroalgues opportunistes) consommant les nutriments présents dans la masse d'eau. La biomasse algale devient alors maximale au cours de l'été et évolue dans un milieu appauvri en nutriments, ceux-ci étant consommés et les apports par les rivières étant plus faibles en été (moins de précipitations) ne permettant plus, généralement, de compenser la demande biologique.

Néanmoins, certains sites ont des apports azotés tels, que la croissance n'est plus limitée par l'azote en été. Dans ce cas de figure, c'est la quantité d'algue elle-même qui devient le facteur limitant l'expansion de la marée verte, par effet d'auto-ombrage (la densité algale par m<sup>2</sup> étant importante, seules les algues en surface captent suffisamment de lumière).

En automne, les précipitations et les flux azotés remontent, mais la photopériode diminue à nouveau, limitant ainsi la croissance des ulves en arrière-saison. Cette saisonnalité des facteurs limitants est présentée Figure 27. **Les surfaces algales présentes sur les plages en août-septembre sont donc contrôlées par les niveaux des apports azotés de mai-août, période durant laquelle les autres paramètres environnementaux sont favorables aux proliférations.**



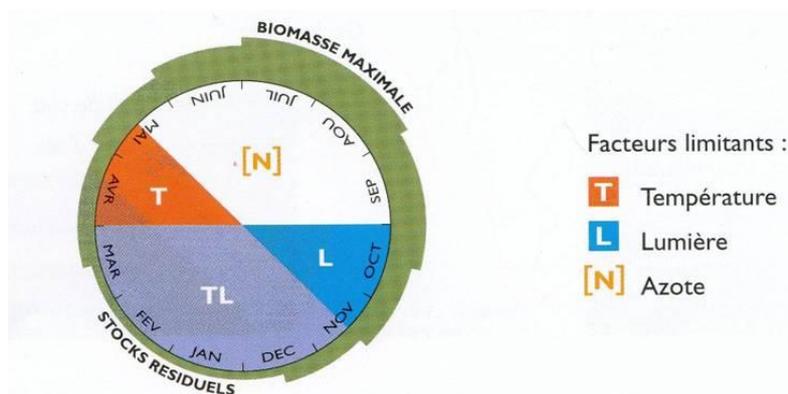


Figure 27 : Cycle saisonnier des facteurs limitants de la marée verte (d'après CEVA dans infODE, 1999)

Un indicateur permet d'établir l'élément limitant la croissance algale entre le phosphore et l'azote : la mesure de la teneur de ces deux paramètres dans les algues (aussi appelée quota interne). Des expérimentations en laboratoire ont permis de fixer les teneurs à partir desquelles, pour chaque élément, la croissance algale est réduite (ce seuil est appelé quota critique et est noté  $Q_1$ ) jusqu'à être nulle (ce seuil est appelé quota de subsistance et est noté  $Q_0$ ). Pour l'azote, le quota critique est de 2 % de matière sèche (MS) et le quota de subsistance est de 1 % de MS. Pour le phosphore ces valeurs sont de 0.125 % de MS et de 0.05 % de MS, respectivement. L'évolution de la teneur en nutriments dans les algues dépend de deux facteurs : l'environnement nutritionnel dans lequel évoluent les algues et la croissance des algues. Une algue évoluant dans un milieu nutritionnel enrichi mais dont la croissance est limitée par ailleurs par un autre paramètre tel que la lumière aura des quotas internes élevés. A l'inverse, une algue pour laquelle les conditions optimales de croissance sont réunies (lumière, température...) épuisera son quota du fait de sa forte croissance, excepté dans des milieux saturés en nutriments, tellement riches qu'ils satisfassent entièrement la demande biologique.

Les quotas internes mesurés sur certains sites du secteur d'étude en 2012 par le CEVA dans le cadre du Réseau de Contrôle opérationnel (RCO Pays de Loire-Ré et programme CIMAV) montrent différentes situations :

- Les algues récoltées dans la Baie de Pont-Mahé ont montré qu'elles étaient susceptibles d'être limitées par l'azote en période estivale (Figure 28). La limitation n'est cependant pas très marquée et est de très courte durée. Le développement algal ayant été restreint sur cette baie en 2012, il semble que d'autres facteurs aient limité la croissance des algues sur ce site. La Vilaine étant à proximité de ce site, il semble probable que la turbidité, liée au panache de la Vilaine, puisse limiter la croissance des algues sur ce secteur.
- L'évolution des quotas internes en azote et en phosphore des algues de la Baie de la Baule montre qu'elles trouvent suffisamment de nutriments dans leur environnement (Figure 29). Comme pour la Baie de Pont-Mahé, le développement algal n'est pas très important sur ce site qui est directement sous influence de la Loire et de ses panaches turbides.
- La croissance des ulves est co-limitée par l'azote et le phosphore à Noirmoutier (Figure 30) ainsi qu'à l'Île de Ré (Figure 31). Le développement algal est important sur ces sites. Les teneurs en azote et en phosphore sont donc consommées par la croissance algale intense durant la période favorable (de mai à septembre). La limitation du phosphore, généralement peu présente du fait du flux sédimentaire de phosphore (Kamer et al., 2004), est dans ce cas très marquée. Dans ce secteur, les algues effectuent l'essentiel de leur croissance fixée au



substrat rocheux. Les apports de phosphore sédimentaire sont donc plus faibles que pour des algues en contact direct avec du sédiment meuble (sable ou vase) (Magalhaes et al., 2003).

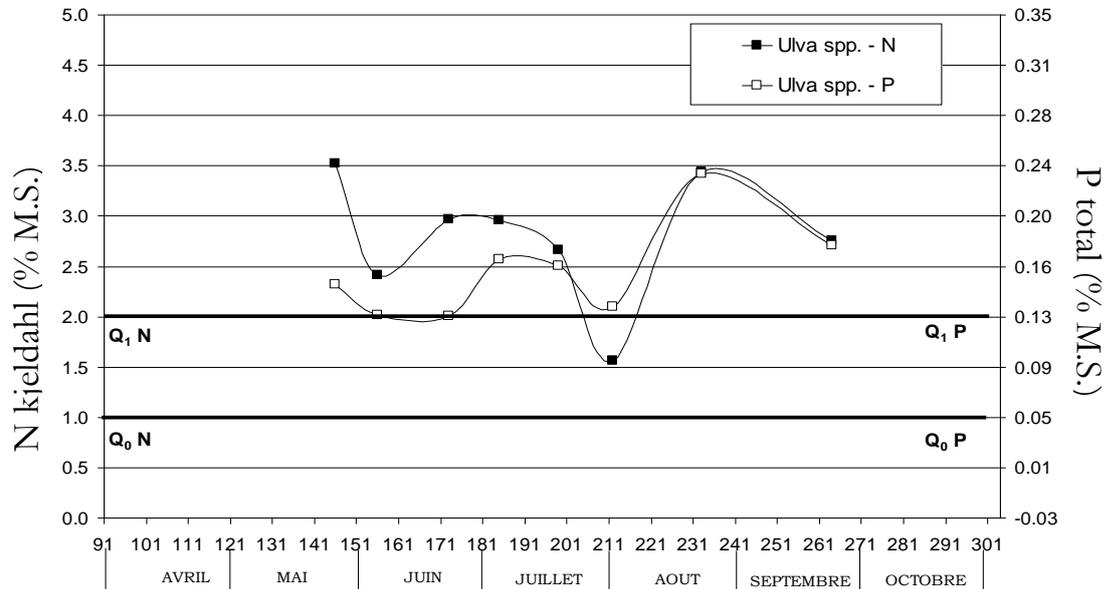


Figure 28 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Pen Bé – Baie de Pont Mahé en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA)

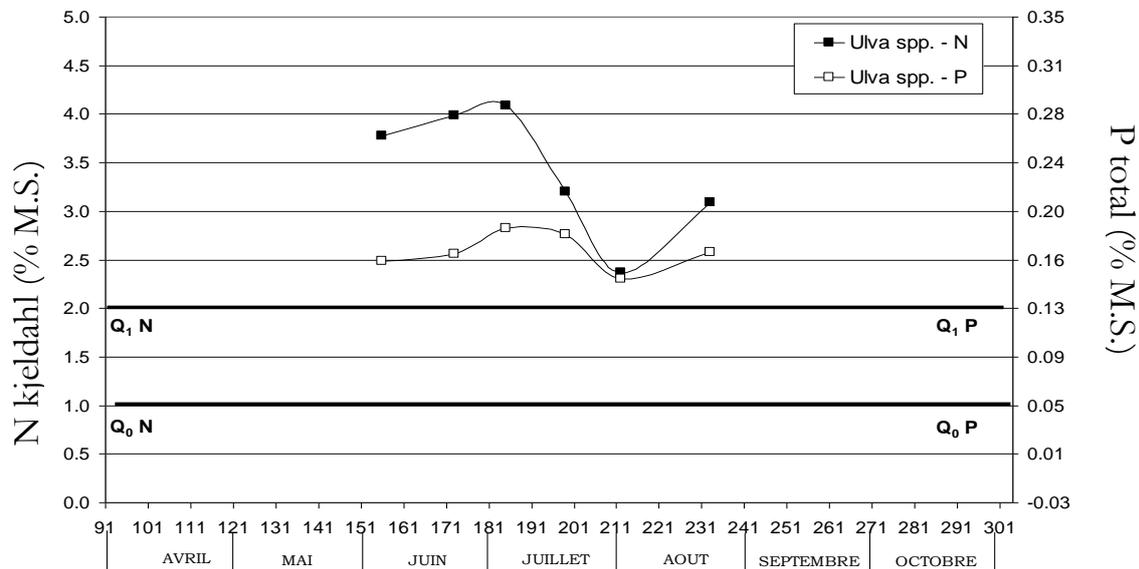


Figure 29 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves en Baie de la Baule/Le Pouliguen – Anse de Toulou en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA)



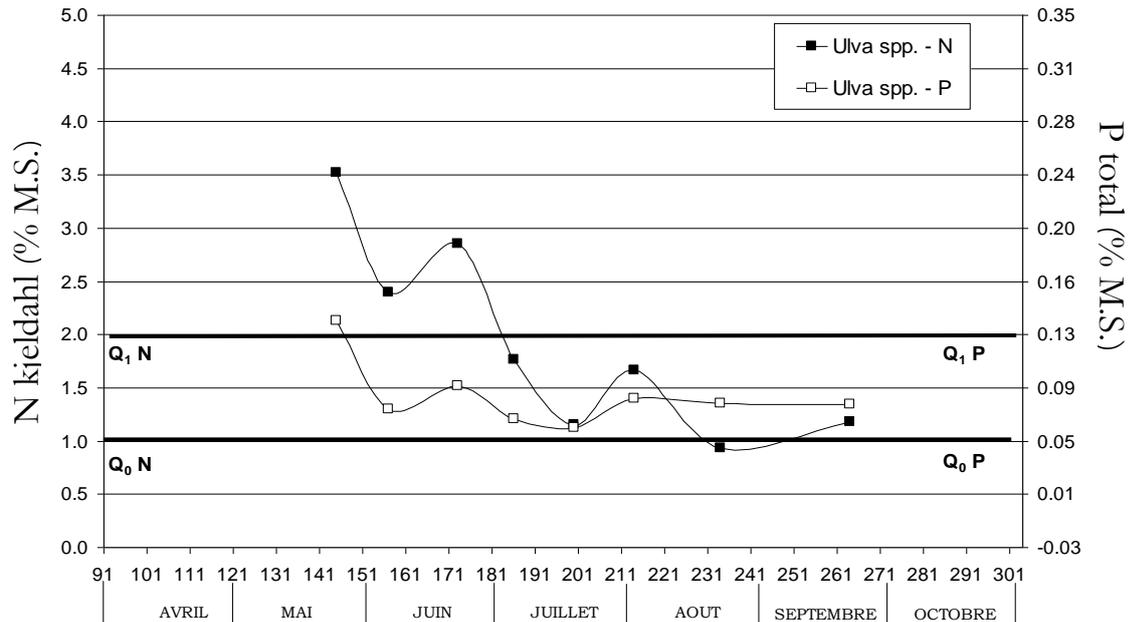


Figure 30 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Noirmoutier- L'Epine – Port Morin en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA)

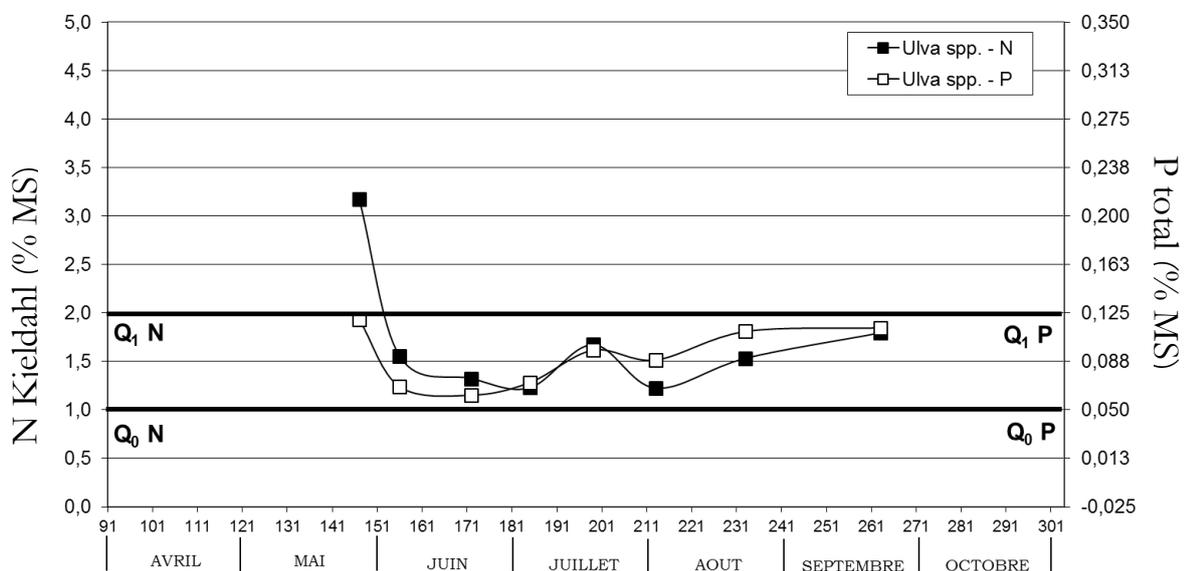


Figure 31 : Evolution saisonnière des quotas azotés et phosphorés des ulves à Saint-Martin-de-Ré – rempart du Vert Clos en 2012. Le quota en azote (N) se réfère à l'ordonnée de gauche et le quota en phosphore (P) à l'ordonnée de droite. Les seuils des quotas critiques ( $Q_1$ ) et de subsistance ( $Q_0$ ) pour chaque élément (N et P) sont indiqués par une ligne épaisse horizontale. Ainsi, pour l'azote,  $Q_1 = 2\%$  de la Matière Sèche (MS) et  $Q_0 = 1\%$  MS. Pour le phosphore,  $Q_1 = 0.13\%$  MS et  $Q_0 = 0.05\%$  MS (Source : CEVA)



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	55/100

Même si le phosphore est un élément pouvant limiter la croissance algale dans certaines situations, il ne constitue pas pour autant systématiquement un facteur de contrôle. En effet, l'origine du phosphore étant essentiellement sédimentaire, le contrôle de ce flux n'est pas envisageable à court terme. Cela ne justifie pas pour autant des apports non contrôlés de phosphore dans le milieu, des politiques de gestion simultanée des deux éléments (azote et phosphore) étant généralement recommandées (Howarth et al., 2011).

Le plan de lutte contre les algues vertes établi pour la Bretagne (Dalmas et al., 2010) oriente les efforts en faveur de la réduction des apports azotés. Différentes approches peuvent être envisagées dont une amélioration des pratiques agricoles passant par l'assolement et la gestion des intrants dans le sol. Une réhabilitation des marais côtiers et des zones humides peut également être envisagée, la forte activité dénitrifiante s'y déroulant permettant d'extraire de l'azote des milieux aquatiques vers l'atmosphère sous forme de  $N_2$  (Piriou et al., 1999).

De façon à établir des objectifs de qualité d'eau en adéquation avec les effets attendus, la modélisation est l'approche la plus utilisée. Le principe repose sur la reproduction du déroulement de la marée verte pour une année donnée. Les mesures réelles sont ensuite confrontées au modèle permettant de le calibrer. La calibration faite, les apports azotés sont abattus virtuellement de façon à en modéliser les effets.

## 4.2. Axe prédictif

La présente étude n'a pas vocation à définir les conditions opérationnelles de mise en place d'un outil prédictif des échouages d'algues vertes mais doit analyser la faisabilité, au niveau du secteur géographique concerné par l'étude, de créer un tel dispositif.

Des données acquises à long terme sur une zone d'étude permettent une meilleure connaissance du phénomène d'échouage notamment en termes de conditions favorables aux échouages et de zones préférentielles d'échouages.

Sur les zones du secteur d'étude touchées par des marées vertes d'arrachage, un suivi resserré des échouages permettrait de cibler les conditions de vents favorables à l'arrachage et aux échouages d'algues sur l'estran. En outre, l'arrachage des algues ne peut se faire que si celles-ci sont de taille suffisante. Ainsi un modèle simple de croissance algale couplé aux prévisions météorologiques pourrait permettre la prévision d'un degré de risque d'échouage d'algues. L'avantage d'un tel outil est, entre autre, de pouvoir mobiliser des moyens de ramassage adaptés au mieux à la situation attendue et ce de façon anticipée. L'élaboration d'un modèle simple de prévision des échouages a été initiée par le CEVA sur le site de la baie de Lannion. Il a notamment permis de mettre en évidence les conditions de vents favorables aux échouages. Néanmoins, les données précises de ramassage (jour et lieux) sont encore trop peu nombreuses pour avoir une représentation statistique de toutes les conditions météorologiques possibles. En outre, ce type de modèle est basé sur des données de ramassage qui nécessiteraient une méthodologie d'acquisition standard et simple d'application de façon à ce que le jeu de données issu des différentes communes soit homogène et contienne l'ensemble des informations nécessaires pouvant alimenter un modèle de prévision des risques d'échouages.

L'élaboration de modèles plus complexes et prenants en compte les principaux facteurs physiques et biologiques influençant la croissance des algues vertes permet d'établir l'évolution de la quantité d'algues vertes échouées en fonction des réductions des apports en nutriments simulée



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	56/100

numériquement. Ce type de modèle est développé par le CEVA en collaboration avec IFREMER et a notamment permis de fixer des objectifs de réduction des apports en nitrates sur les grandes baies bretonnes les plus touchées par les marées vertes.

Une longue série de données d'échouages permet également d'établir une cartographie des zones fréquemment touchées par des échouages et potentiellement à risque d'un point de vue sanitaire et environnemental. En effet, les ulves en décomposition dégagent du sulfure d'hydrogène toxique pour les hommes et les animaux (Chrisafis, 2009 ; Samuel, 2011). En outre, les dépôts algaux massifs sur la zone intertidale entraînent une anoxie des sédiments, une perturbation des autres communautés présentes (herbiers, invertébrés) entraînant souvent une perte de la biodiversité (Worm et al., 1999 ; Wharfe, 1977 ; Wang et al., 2011).

Enfin, en se basant sur les connaissances écologiques des successions des différentes communautés algales, il est possible de prévoir l'évolution de la composition algale des futurs échouages. Ainsi, les travaux de Schramm (1996) exposent l'importance des différentes communautés algales (algues pérennes, épiphytes opportunistes, macroalgues opportunistes libres, phytoplancton) en fonction du degré d'eutrophisation (Figure 32). La phase III correspond à la phase d'eutrophisation pour laquelle les macroalgues opportunistes libres sont prépondérantes. Un retour à un degré d'eutrophisation moindre devrait permettre d'évoluer vers un écosystème à nouveau dominé par les espèces pérennes, en particulier sur des secteurs touchés par les marées vertes d'arrachage sur lesquels les algues vertes opportunistes sont en compétition avec les algues pérennes pour le substrat. Pour le secteur d'étude, les quantités d'algues échouées pourraient, sur certains secteurs, rester comparables, un changement significatif devrait néanmoins être observable au niveau de la composition algale des échouages avec une majorité d'algues brunes.



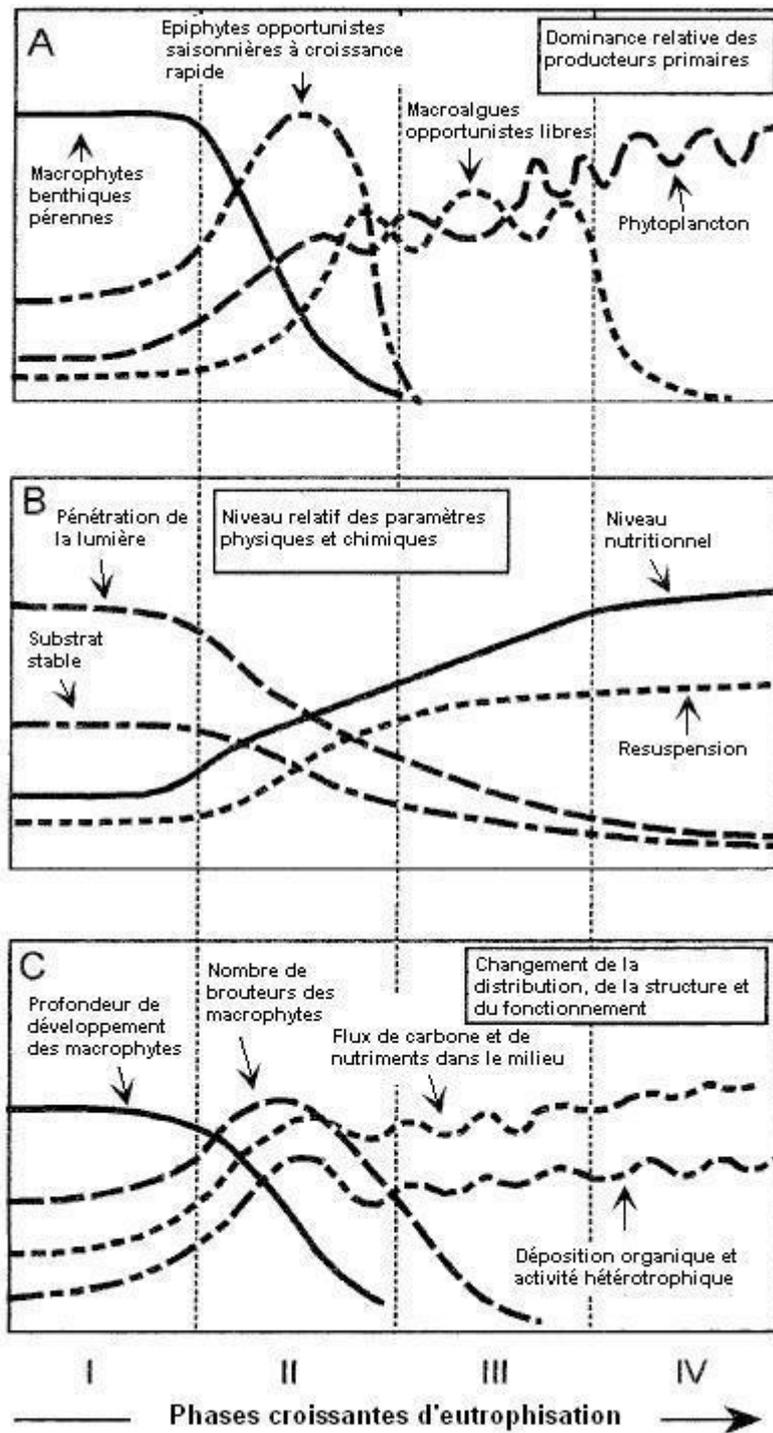


Figure 32 : Représentation schématique des changements de dominance des producteurs primaires (A) des paramètres physico-chimiques (B) et de la structure et du fonctionnement d'un écosystème (C) au cours des phases d'accroissement du degré d'eutrophisation (modifié à partir de Schramm, 1996)



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	58/100

## Facteurs de contrôle de la prolifération des algues vertes

Plusieurs actions peuvent être menées en parallèle pour gérer la prolifération des algues vertes : les actions **préventives** et les actions **prédictives**.

### Actions préventives à moyen/long terme : réduction des apports en éléments nutritifs.

Un milieu enrichi en nutriments favorise le développement des algues vertes. Un effort de réduction des apports d'origine anthropique, plus particulièrement des apports azotés, permettra à terme de réduire les capacités de croissance des algues vertes durant la saison estivale.

### Actions prédictives permettant la mise en place de politiques à court terme : anticipation des événements d'échouage.

De façon à gérer au mieux les événements d'échouage massif, des modèles simples de prédiction peuvent être développés en tenant compte des **conditions climatiques** et du **degré de colonisation des algues vertes** sur les platiers rocheux.

### Actions prédictives permettant la mise en place de politiques à long terme : détermination des objectifs de réductions des nutriments à atteindre aux exutoires en mer.

Pour mettre en place des politiques de réduction des apports en nutriments au littoral en cohérence avec les objectifs de diminution des biomasses d'algues vertes échouées, une modélisation plus complexe **couplant les paramètres physiques et les paramètres biologique** du milieu est nécessaire. Cette modélisation a été réalisée dans la présente étude et est présentée dans les chapitres suivants.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	59/100

## 5. Scénarios de réduction des marées vertes sur le secteur d'étude

### 5.1. Utilisation de la modélisation numérique

#### 5.1.1. Description sommaire de l'outil de modélisation

Le modèle ECO-MARS3D, développé par Ifremer a été utilisé dans cette étude. Il repose sur le couplage du modèle hydrodynamique MARS (Lazure et Dumas, 2008) avec un modèle biologique simulant la croissance et la production du phytoplancton et des ulves. Ce dernier rentre dans la catégorie des modèles d'écosystème couplé physique-biologie et appartient à la classe de modèle de type NPZD pour Nutriments, Phytoplancton, Zooplancton, Détritus. Le module de croissance phytoplanctonique est celui décrit dans Ménesguen (2006). Une action spécifique de couplage du module Ulve extrait du modèle MARS3D-Ulves (Perrot, 2014) au modèle biochimique ECO-MARS3D a par ailleurs été engagée.

Le principe général de fonctionnement du modèle ECO-MARS3D est le suivant : le modèle hydrodynamique calcule en chacune des mailles et à chaque pas de temps (variable selon la taille de maille et de l'ordre de quelques dizaines de secondes pour cette étude) l'évolution des hauteurs d'eau, des champs de courants, de température, de salinité ainsi que la dispersion en mer des apports des différents contributeurs. En parallèle, le modèle d'écosystème calcule l'évolution des variables d'état reliées entre elles par les processus chimiques et biologiques. Au total, ce sont 17 variables d'état qui ont été retenues :

- les nitrates ( $\text{NO}_3$ ),
- l'ammonium ( $\text{NH}_4$ ),
- le phosphore sous sa forme dissoute ( $\text{PO}_4$ ) et adsorbée,
- l'azote, le phosphore et la silice (Si) sous leur forme détritique dans l'eau,
- l'azote des diatomées, des dinoflagellés et du nanopicoplancton pour le phytoplancton,
- l'azote du mesozooplancton et du microzooplancton pour le zooplancton,
- l'azote et le phosphore des ulves en dépôt,
- la biomasse des ulves en dépôt,
- la matière en suspension.

La Figure 33 présente les interactions entre ces différentes variables d'état pour le phytoplancton uniquement (compartiment Ulves non présenté).

Un apport en sels nutritifs par le sédiment en N- $\text{NH}_4$  et P- $\text{PO}_4$  dissous a été prescrit sur les zones vaseuses reconnues comme étant des secteurs où la contribution du sédiment à l'enrichissement en sels nutritifs de la colonne d'eau peut s'avérer significative. Le repérage des zones vaseuses a été effectué au moyen de la carte Ifremer d'habitats physiques des fonds marins en France métropolitaine basée sur la classification EUNIS.

L'exploitation du modèle par le CEVA est strictement annuelle. La simulation des processus biologiques (ulves et phytoplancton) se limite à la période mars - septembre et ne prétend donc pas reproduire les effets pluriannuels attendus des réductions de flux de nutriments sur plusieurs années.



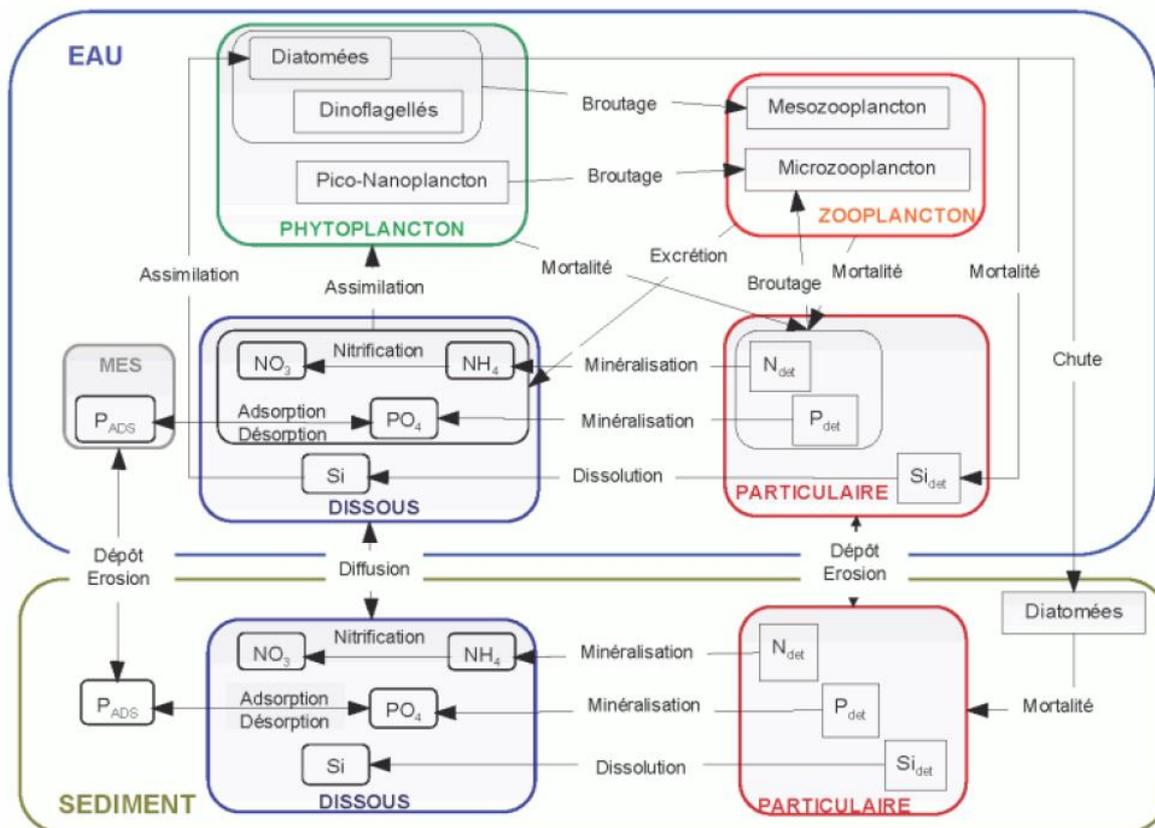


Figure 33 : Schéma conceptuel du modèle biogéochimique implémenté dans ECO-MARS3D  
(Extrait de Huret, 2009)

### 5.1.2. Données utilisées

Les données utilisées pour forcer le modèle ECO-MARS3D sont les suivantes :

- Données de flux (débit et concentrations en nitrate, ammonium, phosphates dissous, silicate, matière en suspension, phosphore particulaire et azote organique) aux différents exutoires (cours d'eau et station d'épuration). Ces données ont été constituées dans le cadre des missions MB1 et MB4. Le modèle général de **rang 0** qui regroupe uniquement les principaux apports compte au total 48 exutoires. Le modèle de rang 1 « **Loire-Vilaine** » totalise 156 sources contre 53 sources pour le modèle « **Sables d'Olonne – Ile de Ré** »,
- Données satellitaires issues des satellites MERIS et MODIS pour les matières en suspension (MES). Ces données ont permis de constituer un forçage journalier pour les modèles de rang 0 et 1,
- Données aux limites marines pour le modèle général de rang 0. Dans un contexte d'étude sur l'eutrophisation, une attention particulière sur les teneurs en sels nutritifs aux limites marines ouest et sud du modèle de rang 0 a été accordée. La limite marine constituée pour les besoins des missions MB2 et MC est basée sur une compilation des données de mesures disponibles entre 2000 et 2012 du réseau SOMLIT (*Service d'Observation en Milieu Littoral, INSU-CNRS, Roscoff*) à la bouée marine Astan. La mission MC ayant fait apparaître une contribution importante de la limite marine dans les résultats, le signal de



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	61/100

forçage injecté aux limites marines a été retravaillée pour les besoins de la mission MC4bis sur la base de données climatologiques fournies par Ifremer (Sourisseau et al., 2011),

- Données de relargage sédimentaire. Pour l'ammonium, le flux sédimentaire est dirigé systématiquement vers la colonne d'eau et augmente progressivement au cours du mois d'août. Le flux sédimentaire en phosphore dissous varie en fonction de la concentration du milieu en P-PO<sub>4</sub>,
- Données météo France issues du modèle ARPEGE à raison d'une donnée toutes les 6 heures (vent, température de l'air, pression atmosphérique, humidité, nébulosité).

### 5.1.3. Validation sur 2009 et 2012 des modèles de rang 1 « Loire-vilaine » et « Sables d'Olonne-Ile de Ré »

Le choix des années simulées 2009 et 2012 tient compte de plusieurs facteurs. **L'année 2009 retenue pour la calibration/validation et les scénarii de réduction des flux de nutriment** présente les avantages suivants :

- Année assez récente
- Hydraulicité moyenne de mai à septembre : Vilaine  $\approx$  0.95 ; Loire  $\approx$  0.68 ; Charente  $\approx$  0.60
- Trois stations extraites de la base Quadrige<sup>2</sup> pour la comparaison mesures/modèle des sels nutritifs
- Données de forçage disponibles (météorologique, flux des rivières, données satellites ...)

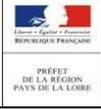
L'année 2012 choisie pour la calibration/validation a été retenue pour permettre la validation du modèle Ulves car il s'agit de la seule année où des données de quotas en azote et phosphore ont été mesurées. Son hydraulicité moyenne de mai à septembre est la suivante : Vilaine  $\approx$  1.23 ; Loire  $\approx$  0.92 ; Charente  $\approx$  1.13. Il est intéressant d'observer qu'à l'échelle de la zone d'étude, le choix de l'année simulée sur la seule base du régime hydraulique est délicat du fait de différences marquées entre les grands apports. L'année 2009 peut être qualifiée de moyenne pour la Vilaine et sèche pour la Loire, tandis que 2012 apparaît pour la Vilaine comme une année humide et moyenne pour la Loire. Toutefois, l'analyse de l'hydraulicité fournit des enseignements pertinents permettant de caractériser de manière globale le régime hydraulique des années retenues.

#### *A – Validation des modèles hydrodynamiques*

La validation des deux modèles hydrodynamiques de rang 1 a consisté à comparer les hauteurs d'eau calculées par le modèle avec celles prédites par les données de mesures disponibles et/ou par le fichier CST\_FRANCE du SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine) qui fournit les amplitudes et les phases des 115 premières harmoniques de marée. Les résultats ont été obtenus sans vent et sans variation de la pression atmosphérique.

Pour le **modèle « Loire-Vilaine »**, sur l'ensemble des cycles de marée des mois d'août 2009 et d'août 2012 et pour les deux points fixes testés, le déphasage maximum est de l'ordre de 30 minutes et l'écart maximum sur le marnage d'environ à 20 %. Concernant le **modèle « Sables-d'Olonne – Ile de Ré »**, on relève un déphasage maximum durant la phase de morte-eau de l'ordre de 40 minutes associé à un écart maximum sur le marnage inférieur à 15 %.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	62/100

Pour les courants de marée et en l'absence de données de mesures, la validation a consisté à comparer des roses de courants issues du modèle avec les cartes marines du SHOM pour un coefficient de marée de 95 et 45 sans vent. D'une manière générale pour les deux modèles de rang 1, on relève une bonne adéquation entre le modèle et les cartes du SHOM. Toutefois, la donnée SHOM utilisée pour valider les courants de marée manque de précision (difficulté à géo-localiser précisément le point fixe SHOM pour le comparer avec le modèle; donnée SHOM fournie en nœud avec une faible précision à  $10^{-1}$  près) et ne peut se substituer à une véritable campagne de mesures au moyen par exemple d'une sonde ADCP. Au vu des objectifs de cette étude orientée vers la modélisation de la production primaire et des coûts d'acquisition et de post-traitement de données ADCP, les résultats de comparaison entre les données SHOM et la bouée MOLIT Vilaine avec le modèle permettent de conclure sur un fonctionnement correct du modèle sur le plan de l'hydrodynamisme.

### ***B – Validation des modèles biochimiques***

Pour les variables physiques **température** et **salinité**, la validation des modèles de rang 1 a consisté à quantifier statistiquement l'ajustement des données simulées par rapport aux données observées en utilisant la méthode proposée par Taylor (Taylor, 2001).

Concernant les variables **chlorophylle a** et **matières en suspension (MES)**, la validation a consisté à représenter sous la forme de scatterplots les données observées par satellite avec les résultats du modèle en moyennant les résultats sur la période productive des ulves de mai à septembre.

Pour les variables liées aux **sels nutritifs** (nitrate, ammonium, phosphore dissous, silicate) et les **quotas en azote et phosphore des ulves**, la faible fréquence d'échantillonnage des données de mesures disponibles n'a pas permis d'évaluer d'un point de vue statistique les écarts entre modèle et mesures. L'évaluation de la qualité de l'ajustement entre modèle et mesures repose par conséquent sur une comparaison visuelle des graphiques superposant les données simulées avec celles mesurées. On précise que seule l'année 2012 a permis la comparaison des mesures de quotas en azote et phosphore acquis par le Ceva avec les données simulées. La biomasse totale produite par le modèle n'a pu faire l'objet d'une validation étant donné l'absence de données mesurées.

Les données de mesures utilisées proviennent de différents organismes :

1. Données extraites de la base Ifremer Quadrigé<sup>2</sup> qui regroupe principalement les mesures issues des réseaux REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines) géré par Ifremer et REPOM (réseau national de suivi des ports maritimes) géré par les DDTM pour le compte du ministère de l'écologie,
2. Données issues des suivis réalisés par les Directions Départementales des Territoires et de la Mer (DDTM 44, 56 et 17),
3. Données Ifremer provenant de la station de mesure MOLIT (Mer Ouverte Littorale) située en baie de Vilaine,
4. Données d'observation satellites Ifremer,
5. Données de mesure du Ceva des quotas en azote et en phosphore des ulves,
6. Données du GIP (Groupement d'Intérêt Public) Loire-Estuaire.

La validation des modèles de rang 1 « **Loire-Vilaine** » et « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** » met en évidence un bon ajustement de la **température** par rapport aux mesures. Le biais moyen estimé



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	63/100

par rapport à l'écart type des mesures entre les données simulées et observées est de 0.24 °C pour le modèle « **Loire-Vilaine** » et autour de 0.5 °C pour le modèle « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** ». Concernant la salinité pour le modèle « **Loire-Vilaine** », les statistiques sont moins bonnes que pour la température en particulier à la station de Donges située sur la Loire et soumise à de forts régimes de dessalure. Sur l'ensemble des évaluations, le coefficient de corrélation moyen (R) est de 0.72 pour un biais normalisé de l'ordre de 1 PSU (0.54 PSU sans la station de Donges). De même pour le modèle « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** », les statistiques obtenues, tout en étant moins bonnes que pour la température, sont correctes en regard des objectifs visés dans cette étude.

Pour les deux modèles de rang 1, la validation au moyen de méthodes statistiques pour les **sels nutritifs** (nitrate, ammonium, phosphore et silicates) n'a pu être opérée en raison du trop faible nombre d'échantillons mesurés pour une station donnée.

Toutefois, pour le modèle de rang 1 « **Loire-Vilaine** » pour les années simulées 2009 et 2012, les ordres de grandeur et l'évolution saisonnière des teneurs simulées s'avèrent cohérents par rapport aux données mesurées au niveau des différentes stations marines et estuariennes. S'agissant des deux principales sources de nutriments, les évolutions simulées des teneurs en sels nutritifs sur la Vilaine à la station DDTM 56 « 56V090 » et sur la Loire aux stations DDTM 44 de Paimboeuf et de Cordemais sont globalement conformes aux données mesurées. Le modèle surestime toutefois les teneurs observées en ammonium sur la Loire. Cet écart est peut être lié à une intense reminéralisation au sein du bouchon vaseux et à une consommation d'une partie de l'ammonium par le phytoplancton d'eau douce.

Concernant le modèle « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** », aucune donnée de mesure en sels nutritifs au sein de la banque de donnée Quadrige<sup>2</sup> n'a pu être utilisée pour les années 2009 et 2012. Seules des données de mesure issues des réseaux de surveillance de la DDTM 17 ont pu être exploitées mais les comparaisons ont été délicates étant donné qu'il n'existait en général que deux mesures annuelles sur la période productive pour chacune des stations et cela avec une faible précision de mesures pour les sels nutritifs. Cependant, ces comparaisons ont permis de s'assurer que le modèle reproduit correctement les ordres de grandeurs mesurés en particulier pour les stations estuariennes proches du point de forçage de la Sèvre Niortaise et du canal de Maubec au niveau de la Rochelle.

Pour la **chlorophylle a**, l'analyse des teneurs simulées avec les mesures issues de la base Quadrige<sup>2</sup> sur l'année 2009 (6 stations) et 2012 (5 stations) montre que le modèle de rang 1 « **Loire-Vilaine** » reproduit les évolutions saisonnières en sous-estimant néanmoins les niveaux de bloom en particulier en baie de Vilaine. De plus, le modèle ne parvient pas à reproduire le bloom précoce de début mars ce qui toutefois impacte peu la qualité générale des résultats obtenus au vu des teneurs importantes en sels nutritifs présentes à cette saison dans la colonne d'eau. L'analyse comparée pour la couche de surface de la moyenne de mai à septembre des données simulées et observées par satellite pour la chlorophylle *a* montre selon les secteurs des écarts plus ou moins importants dans la spatialisation du bloom et son intensité moyenne. A l'échelle de la zone d'étude « Loire-Vilaine », le coefficient de corrélation entre les données simulées et estimées par satellite sur la période de mai à septembre est de 0.42 sur 2009 et 0.40 en 2012. Pour le modèle de rang 1 « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** », le modèle surestime assez nettement par rapport aux données issues des observations satellites la production phytoplanctonique au sein de l'anse d'Aiguillon. A l'échelle de la zone d'étude « Sables d'Olonne-Ile de Ré », le coefficient de corrélation entre les données simulées et estimées par satellite sur la période de mai à septembre est de 0.56 sur 2009 et 0.47 en 2012.



Concernant les **matières en suspension** (M.E.S), un bon accord entre les mesures satellites et le modèle pour la couche de surface est observé pour les deux modèles de rang 1 sur la base de la moyenne établie de mai à septembre 2009 et 2012.

La **validation du modèle Ulves** a consisté à comparer les mesures de quotas en azote et phosphore effectuées en 2012 avec les données simulées. Le modèle de rang 1 « **Loire-Vilaine** » reproduit correctement l'allure générale et les niveaux des quotas sur les 11 sites retenus (Penvins, Mine d'Or, Le Croisic, La Baule, Pen Bé, Piriac-sur-Mer, Mesquer, Prefailles-sur-Mer, Noirmoutier-Epine, Noirmoutier-Vieil et Noirmoutier-Guérynière). La qualité des ajustements entre les mesures et le modèle varie toutefois d'un site à l'autre. Concernant le modèle « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** », sur les 4 sites disposant de mesures en 2012 (La Tranche-Sur-Mer, Les-Portes-en-Ré, Saint-Martin-de-Ré et La-Flotte-en-Ré), l'amplitude et l'évolution saisonnière des quotas simulés en azote et phosphore sont cohérentes par rapport aux mesures. On note toutefois une surestimation par le modèle du quota en phosphore sur les sites des Portes-en-Ré et de La-Flotte-en-Ré. Le décalage géographique entre les mesures basées sur des ulves d'échouages et les pixels en ulves du modèle retenus pour les besoins de comparaison peut être à l'origine de l'écart entre mesures et modèle.

#### 5.1.4. Scénarios testés

Les scénarios retenus dans le cadre des missions MC 1 et MC 2 sont présentés dans le Tableau 3 et le Tableau 4. Il est rappelé que ces scénarios ont pour objectif d'évaluer l'abattement que produirait une réduction des flux de nutriments sur la biomasse totale en algues vertes à l'échelle du domaine de calcul et pour chacun des secteurs d'échouages décrit dans le Tableau 2.

**Tableau 3 : Scénarios testés dans le cadre de la mission intermédiaire MC1.**

Niveau de réduction des apports	Nitrates Loire seule	Nitrates Vilaine seule	Nitrates Loire + Vilaine	Phosphore dissous et particulaire Loire seule
15 %	H1	H4	H7	H10
30 %	H2	H5	H8	H11
60 %	H3	H6	H9	H12

**Tableau 4 : Scénarios testés dans le cadre de la mission intermédiaire MC2.**

Niveau de réduction des apports	Nitrates Tous les contributeurs	Nitrates Tous les contributeurs sauf la Loire	Nitrates Tous les contributeurs sauf la Vilaine	Phosphore dissous et particulaire Tous les contributeurs
15 %	H13	H16	H19	H22
30 %	H14	H17	H20	H23
60 %	H15	H18	H21	H24



Le Tableau 5 présente les simulations complémentaires intitulées de H25 à H31 opérées dans le cadre de la mission MC4bis. Il est rappelé que ces scénarii utilisent pour le forçage du modèle général une nouvelle limite marine plus représentative que celle employée dans le cadre des missions MC (cf. § 5.1.2).

**Tableau 5 : Scénarii de réduction des teneurs pour la mission MC4 bis en utilisant la nouvelle limite marine**

Référence du scénario	Pourcentage de réduction des flux de nutriments	Cours d'eau concerné
H25	- 15 % NO <sub>3</sub>	Tous les contributeurs
H26	- 30 % NO <sub>3</sub>	Tous les contributeurs
H27	- 60 % NO <sub>3</sub>	Tous les contributeurs
H28	- 30 % N (NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , N <sub>org</sub> )	Tous les contributeurs
H29	- 30 % N et -30 % P	Tous les contributeurs
H30	retard dans le début de la marée verte	-
H31	- 15 % NO <sub>3</sub> avec retard dans le début de la marée verte	Tous les contributeurs
H32	- 30 % NO <sub>3</sub> avec retard dans le début de la marée verte	Tous les contributeurs

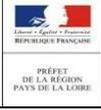
## 5.2. Résultats fournis par le modèle

### 5.2.1. Identification des principales sources de nutriments alimentant la prolifération des algues vertes

A l'échelle du modèle « **Loire-Vilaine** », le traçage de l'origine de l'azote contenu dans les ulves montre que la **Loire (44 %)** est la première source dans l'alimentation en azote dissous des ulves sur la période productive de mai à septembre suivi de la **Vilaine (32 %)**. Le traceur « Autres Sources » regroupant les 154 autres sources terrigènes locales (rejets de stations d'épuration et apports de petits cours d'eau côtiers) contribuent de manière équivalente à la limite marine (autour de 10 %). Des différences marquées apparaissent en fonction du secteur d'échouage considéré dont les emprises sont présentées sur la Figure 34. Ainsi, la contribution de la Loire domine largement sur les secteurs 6 (centré sur Le Croisic), 7 (baie de Pouliguen incluant La Baule) et 8 (île de Noirmoutier) tandis que la Vilaine apparaît comme la première source sur le secteur 2 (centré sur Sarzeau), 3 (de Penvins à Loscolo) et 4 (centré sur Pen-Bê).

A l'échelle du modèle « **Sables d'Olonne-Ile de Ré** », la limite marine (60 %) apparaît comme la première source dans l'alimentation en azote dissous des ulves sur la période productive de mai à septembre. Avec 13.9 %, la Charente est la seconde source d'azote suivie de la Gironde (11.2 %). La Loire, malgré son éloignement géographique, contribue à hauteur de 3.1 %



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	66/100

en moyenne. Le traceur intitulé « Autres sources » regroupant les 44 autres sources terrigènes contribue assez faiblement de mai à septembre (7.6 %) mais contribue significativement en début de saison à l'échelle du mois de mai. Ce résultat doit être pris avec précaution s'agissant du début de saison en raison de la montée lente de la somme des traceurs à 100 % qui ne semble *a priori* pas atteint avant le mois de juin. De la même façon que pour le modèle « Loire-Vilaine », le sédiment joue un rôle négligeable dans la fourniture en azote dissous des ulves (< 2%).

Les principaux facteurs permettant d'expliquer la participation importante de la limite marine au contenu en azote des ulves par rapport aux principaux apports du secteur d'étude (Gironde, Charente, Lay et Sèvre Niortaise) sont :

1. Une dilution importante des panaches d'azote dissous provenant de ces principaux cours d'eau. En fin d'étude il a pu être établi que cette dilution des apports par les fleuves (principalement Gironde, Charente et secondairement Loire et Vilaine) pouvait être amplifiée du fait d'un biais de modélisation (transmission du signal nutritionnel de ces fleuves entre rang 0 et 1 du modèle et atténuation du panache de la Gironde du fait de la proximité de son estuaire avec la limite marine du rang 0).
2. Une surestimation des teneurs en sels nutritifs prescrites aux limites marines du modèle général de rang 0 lesquelles se retrouvent ensuite pour l'essentiel dans le signal constitutif des limites marines du modèle de rang 1. On rappelle que les teneurs prescrites aux frontières ouvertes du rang 0 sont basées sur une moyenne pluriannuelle des données issues de la bouée Astan située en Manche, les teneurs issues de PREVIMER n'ayant pas été retenues du fait de leurs valeurs trop élevées pour l'azote (choix validé par l'IFREMER et par le comité de pilotage de l'étude),
3. Des régimes de vent à l'échelle de la saison 2009 de développement des ulves orientés de manière prédominante entre le secteur nord et ouest ce qui favorise la dispersion de leurs eaux fluviales en direction du sud du domaine, soit en dehors des zones de dépôts en ulves,
4. La présence du pertuis Breton et d'Antioche qui encadre l'île de Ré et qui accentue la dilution et l'expulsion vers le large des eaux fluviales des principaux apports.

L'association de ces facteurs ne permet pas a priori aux ulves de profiter majoritairement de ces grands apports pour couvrir leur besoin nutritionnel. L'analyse de l'origine de l'azote contenu dans les ulves souligne également l'insuffisance des seuls apports locaux dont le nombre est faible à la différence du modèle « Loire-Vilaine » pour développer et soutenir la marée verte à l'échelle des secteurs étudiés.



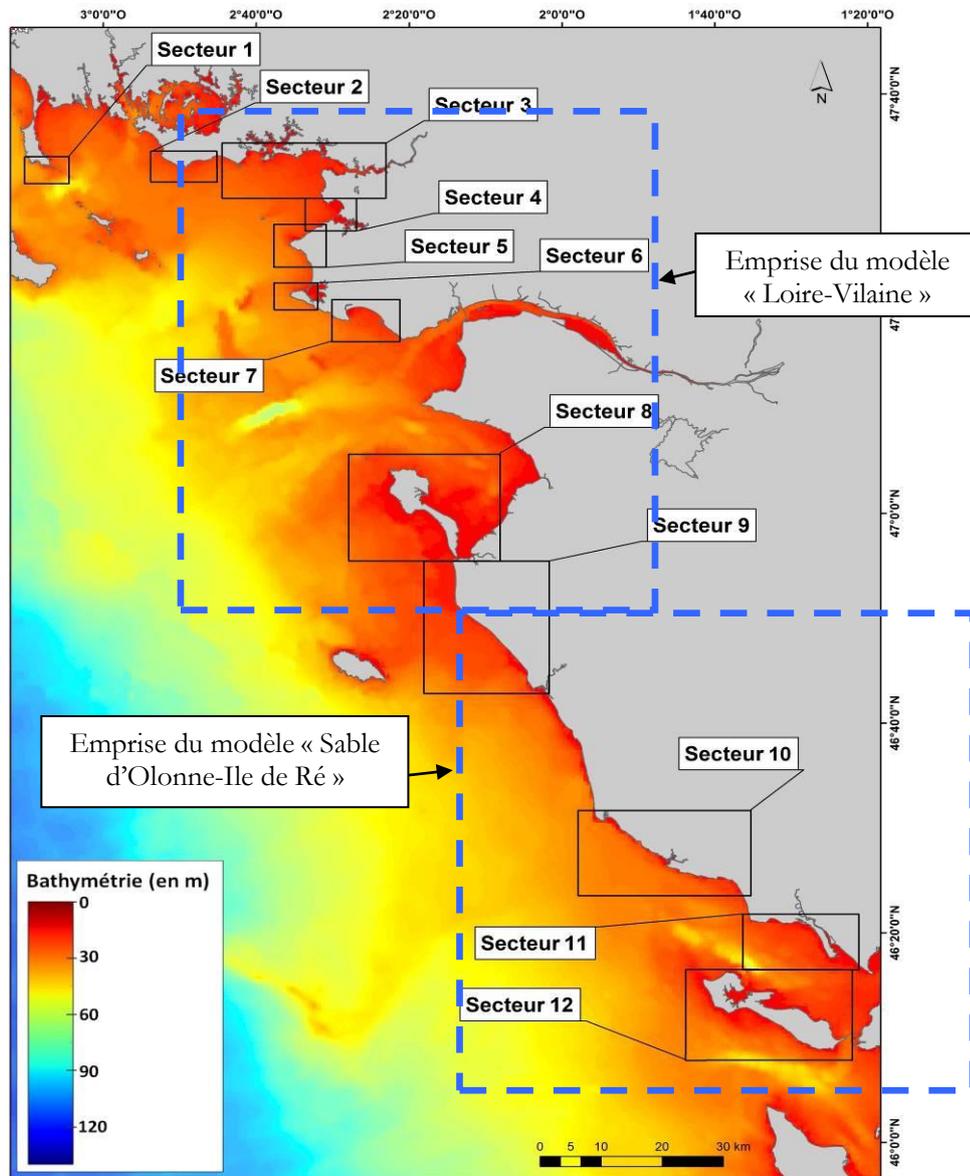


Figure 34 : Secteurs d'échouages retenus dans la mission MB3

## 5.2.2. Mission MC : Scénarios de réduction des flux de nutriments

### 5.2.2.1. Modèle de rang 1 « Loire-Vilaine »

Sur la base du signal « large » constitué au moyen des mesures à la bouée Astan, l'exploitation des scénarii portant sur la réduction des nitrates (cf. détails dans le rapport de la mission MC) montrent, au mieux, un abattement de la biomasse totale en algues vertes de 36 % par rapport à la situation de référence en prenant le scénario H18 (réduction de 60 % du nitrate sur tous les contributeurs). Ce niveau d'abattement n'est *a priori* pas en mesure d'aboutir à une réduction significative de la pression des échouages. Des différences marquées apparaissent



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	68/100

logiquement en fonction du secteur d'échouage et du type de scénario considérés. Ainsi, les secteurs 5 à 8 sont les plus sensibles à une réduction des apports de la Loire avec au maximum 36 % d'abattement de la biomasse en ulves pour le secteur 8 qui englobe l'île de Noirmoutier tandis que les secteurs 2 à 5 sont les plus sensibles à une réduction des apports de la Vilaine du fait de leur proximité avec le panache de la Vilaine.

D'une manière générale, ces expérimentations numériques confirment le poids important joué par les deux principaux fournisseurs d'azote dissous représentés par la Loire et la Vilaine par rapport à l'ensemble des très nombreuses autres sources locales retenues dans cette étude.

Concernant les trois scénarii portant sur la réduction du phosphore dissous et particulaire de la Loire seule, ces derniers aboutissent à un résultat paradoxal dans la mesure où le modèle prédit une production plus importante de la biomasse en algues vertes (obtention de pourcentages d'abattements nuls ou fortement négatifs pour l'ensemble des trois scénarii testés). L'augmentation de la biomasse totale en ulves par rapport à la situation de référence est liée directement au compartiment phytoplanctonique qui, en raison d'une plus forte limitation en phosphore (élément limitant globalement sa croissance à l'échelle saisonnière), consomme moins d'azote dissous dans la colonne d'eau et favorise ainsi la croissance des ulves. Ces tests permettent donc de conclure que la réduction du flux de nutriments en phosphore sans limitation en parallèle des teneurs en nitrate ne produira a priori aucun effet positif visible sur la marée verte. Pour être efficient, la réduction des flux de phosphore devrait s'accompagner d'une réduction conjointe des flux de nitrates.

#### 5.2.2.2. Modèle « Sables d'Olonne-Ile de Ré »

L'exploitation des scénarii de réduction des nitrates aboutit à des niveaux de réduction négligeables à l'échelle du domaine modélisé ainsi que sur les quatre secteurs d'échouages. Si ce résultat est probablement accentué par **l'éloignement important des principaux apports** (Gironde, Charente, Sèvre Niortaise, Lay, Loire, Vilaine) par rapport aux dépôts en ulves, il existe **une possible surestimation des teneurs en sels nutritifs injectées aux frontières ouvertes** du modèle. A ce titre, **le CEVA en lien avec le COPIL s'est à nouveau interrogé sur le calage de la limite marine. Des données de mesures du Golfe de Gascogne non identifiées et donc non collectées précédemment ont pu être exploitées et ont été utilisées dans le cadre de la mission MC4bis.**

D'autres facteurs d'ordre méthodologique et listés dans les conclusions de la mission MC4bis (cf. 5.2.3.2) sont susceptibles d'altérer la qualité des résultats et expliqueraient a priori les faibles pourcentages d'abattements de la biomasse en ulves obtenu pour ce modèle.

#### 5.2.3. Mission MC4bis : réduction des marées vertes sur les sites d'échouages (simulations complémentaires)

L'utilisation de données de mesures compilées par Ifremer a permis d'injecter aux limites marines du modèle général un signal hauturier qui semble plus adéquat et représentatif de l'évolution saisonnière des sels nutritifs au large du Golfe de Gascogne que celui qui avait été utilisé dans le cadre de la mission MC. Une analyse succincte a permis de montrer que l'utilisation de cette nouvelle limite marine n'est pas de nature à remettre en question la mission MB2 dédiée au calage et à la validation des modèles de rang 1 centrés sur « Loire-Vilaine » et « Sables d'Olonne – Ile de Ré ».



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	69/100

### 5.2.3.1. Modèle de rang 1 « Loire-Vilaine »

L'exploitation du **modèle « Loire-Vilaine »**, en se basant sur cette nouvelle « limite marine » aboutit aux conclusions suivantes :

- Les **scenarii H25 à H27** portant sur la réduction des nitrates débouchent sur un abattement maximum de la biomasse totale en algues vertes de 49 % par rapport à la situation de référence en prenant le scénario H27 (réduction de 60 % du nitrate sur tous les contributeurs). Des différences plus ou moins marquées apparaissent en fonction du secteur retenu (abattement de 62 % pour les secteurs 5 et 6). Toutefois, d'un point de vue opérationnel, ce niveau de réduction des apports est particulièrement exigeant et sa mise en œuvre ne paraît pas réaliste à court terme. Le scénario H26 avec un objectif de réduction des flux de nitrates de 30 % est plus réaliste mais débouche sur un pourcentage d'abattement de la marée verte en année 1 assez modeste car inférieur à 30 % sur l'ensemble du domaine (abattement pour les secteurs 5 et 6 de l'ordre de 35 %),
- Avec 37 % d'abattement de la biomasse en ulves (sans le secteur 2 sous forte influence de la limite marine), le **scénario H28** (-30 % N) montre des abattements plus soutenus que le scénario H26 (-30 % NO<sub>3</sub>) mettant en évidence que la réduction des apports azotés en plus de ceux en nitrates peut constituer sur cette zone d'étude un axe intéressant de diminution de la biomasse en algues vertes,
- Le **scénario H29** (-30 % N et -30 % P) avec 25 % d'abattement apparaît moins réactif que le scénario précédent H28 (-30 % N) et ne semble donc pas immédiatement opérationnel au regard des seules ulves, en raison de l'effet contre-productif pour les ulves du moindre pompage de l'azote dissous par le phytoplancton comme décrit au § 4.2. Une réduction conjointe des nutriments serait toutefois plus bénéfique pour l'ensemble de l'écosystème sur le long terme,
- Les **scenarii H30 à H32** qui introduisent un retard d'un mois et demi dans le démarrage de la marée verte avec ou sans réduction du flux de nitrate aboutissent à des abattements importants. Ces scenarii ne peuvent être considérés comme des scenarii opérationnels car ils résulteraient a priori d'un ensemble d'effets. Le premier effet serait, à plus ou moins long terme, la diminution des stocks de reconduction liée à la diminution des productions estivales, elle-même permise par la diminution progressive des apports terrigènes en nitrates. Il est difficile, en l'état actuel des connaissances, de valider et à plus forte raison de quantifier cet effet retard dû à la diminution des apports de nitrates. Un autre effet pourrait être la survenue d'accidents climatiques qui limiteraient la précocité du bloom printanier (température froide en début de saison limitant la croissance algale, érosion du stock initial lié à un succès de colonisation du platier par les fucales) et conduirait alors, conjugué à une diminution des apports en nitrates, à une limitation nettement plus marquée des proliférations estivales. Dans les grandes baies bretonnes qui font l'objet d'un suivi régulier depuis plusieurs années, l'effet d'accidents climatiques limitant la croissance de début de saison a déjà pu être observé (CEVA, 2012 et 2013). A l'échelle de la zone d'étude cependant, les suivis aériens engagés depuis 2007 ne permettent pas d'avoir le recul nécessaire pour appréhender ce phénomène, d'autant plus complexe à cerner dans le cas d'une marée verte se développant sur les platiers rocheux. Même si les connaissances sur les effets liés au retard des proliférations manquent, il semble que le scénario H26 (-30 % NO<sub>3</sub>) couplé aux effets attendus d'amplifications des abattements liés à la



dynamique des populations benthiques (moindre succès de colonisation des ulves ; cf. § 5.3.3) pourrait permettre d'obtenir des résultats marqués à l'échelle de ce secteur d'étude.

**Tableau 6 : Effet de la réduction des flux de nutriments sur la biomasse totale en ulves pour le modèle « Loire-Vilaine » sur l'année hydrologique 2009**

(secteur 2 : Saint-Jacques ; secteur 3 : Penvins + Banastère ; secteur 4 : Pen-Bé + Mesquer ; secteur 5 : Piriac-sur-Mer ; secteur 6 : Le Croisic ; secteur 7 : La Baule ; secteur 8 : Noirmoutier-La Fosse + Noirmoutier-Gois + Noirmoutier-Sableaux + Noirmoutier-Vieil + Noirmoutier-Epine + Noirmoutier-Guérinière)

Scénario		Pourcentage d'abattement de la biomasse en ulves estimé sur juillet-août 2009 par rapport à la situation de référence							
		Domaine entier	secteur 2*	secteur 3	secteur 4	secteur 5	secteur 6	secteur 7	secteur 8
H25	- 15 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	13	13	10	9	18	16	9	17
H26	- 30 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	26	23	23	22	34	36	18	33
H27	- 60 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	49	48	55	48	62	62	34	43
H28	- 30 % N (NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , N <sub>org</sub> ) sur tous les contributeurs	34	27	30	35	43	49	25	39
H29	- 30 % N et -30 % P sur tous les contributeurs	25	23	21	28	33	31	17	27
H30	retard dans le début de la marée verte	67	85	58	44	70	81	35	85
H31	- 15 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs avec retard dans le début de la marée verte	75	89	66	52	85	88	42	91
H32	- 30 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs avec retard dans le début de la marée verte	81	93	75	63	92	94	48	94

\* Résultats des pourcentages d'abattement pour le secteur 2 à prendre avec précaution car influence *a priori* excessive des apports du large du fait de la proximité géographique de ce secteur avec la limite marine

### 5.2.3.2. Modèle « Sables d'Olonne-Ile de Ré »

A l'échelle du modèle « Sables d'Olonne – Ile de Ré », l'exploitation des scénarii H25 à H29 aboutit à de faibles niveaux de réduction avec un maximum de 8 % sur l'ensemble du domaine d'étude pour le scénario H27 (-60 % NO<sub>3</sub>) et de l'ordre de 16 à 17 % pour les secteurs 11 et 12bis pour ce même scénario. Ce résultat est à mettre en relation avec :

- L'éloignement important par rapport aux dépôts en ulves des principaux apports que sont la Gironde (distance Ile de Ré : ≈ 90 km), la Charente (distance Ile de Ré : > 40 km), la Sèvre Niortaise (distance Ile de Ré : ≈ 30 km), le Lay (distance Ile de Ré ≈ 20 km) et la Loire (distance Ile de Ré : ≈ 150 km). En fin d'étude il a pu être établi que la dilution des apports par les fleuves (principalement Gironde, Charente et secondairement Loire et



Vilaine) pouvait être amplifiée du fait d'un biais de modélisation (transmission du signal nutritionnel de ces fleuves entre rang 0 et 1 du modèle et atténuation du panache de la Gironde du fait de la proximité de son estuaire avec la limite marine du rang 0)

- La présence des pertuis Breton et d'Antioche qui encadrent l'île de Ré et qui accentuent la dilution et l'expulsion vers le large des eaux fluviales des principaux apports,
- Les résultats précédemment dégagés dans le rapport MB2 concernant le traçage de l'azote dissous contenu dans les ulves qui montraient une faible dépendance des apports terrigènes au profit des apports du large. Le nombre peu important de sources locales en comparaison du modèle « Loire-Vilaine » va également dans le sens de ce diagnostic.

**Tableau 7 : Effet de la réduction des flux de nutriments sur la biomasse totale en ulves pour le modèle « Sables d'Olonne-Ile de Ré » sur l'année hydrologique 2009**

(secteur 9 : Saint-Jean-de-Mont ; secteur 10 : Les Sables d'Olonne + Bourgenay-Payré + Longeville-Saint-Vincent-sur-Jard ; secteur 11 : La Tranche-sur-Mer ; secteur 12 : Ile de Ré ; secteur 12 bis: Ré-Portes-en-Ré + Ré-Goix + Ré-Saint-Martin-en-Ré + Ré-La Flotte)

Scénario		Pourcentage d'abattement de la biomasse en ulves estimé sur juillet-août 2009 par rapport à la situation de référence					
		Domaine entier	secteur 9*	secteur 10	secteur 11	secteur 12	secteur 12 bis
H25	- 15 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	5	3	8	14	4	10
H26	- 30 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	6	6	9	15	5	13
H27	- 60 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs	8	10	10	17	7	16
H28	- 30 % N (NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , N <sub>org</sub> ) sur tous les contributeurs	6	8	9	16	5	14
H29	- 30 % N et -30 % P sur tous les contributeurs	7	7	10	16	6	14
H30	retard dans le début de la marée verte	52	55	53	65	50	70
H31	- 15 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs avec retard dans le début de la marée verte	53	57	55	67	51	72
H32	- 30 % NO <sub>3</sub> sur tous les contributeurs avec retard dans le début de la marée verte	54	60	57	69	52	74

Seuls les **scenarii H30 à H32** fournissent des abattements sensibles sur la biomasse produite en algues vertes mais ne peuvent être considérés comme des scenarii opérationnels pour les mêmes raisons que celles décrites ci-avant. L'ajout, au retard dans le démarrage de la marée verte, d'une diminution en parallèle des flux de nitrates à hauteur de 15 % (scénario H31) et 30 % (scénario H32) ne creuse pas davantage les abattements par rapport à l'introduction d'un retard seul



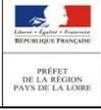
  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	72/100

(scénario H30) confirmant la faible réactivité de ce modèle à une diminution des flux de nutriments.

Pour ce modèle « **Sables d'Olonne – Ile de Ré** », il est nécessaire de préciser que :

- Cette étude visait d'abord à modéliser la façade sous "influence de la Loire et de la Vilaine",
- Les deux principaux apports (Gironde et Charente) n'appartiennent pas explicitement au modèle de rang 1 « Sables d'Olonne – Ile de Ré ». Leur panache de dispersion est transmis du rang 0 au rang 1 par les deux limites marines en particulier par la frontière sud. Or, il n'a pas été possible d'extraire du modèle de rang 0 un signal à haute fréquence du fait du volume important de données à sauvegarder pour chaque simulation. Seule une donnée de forçage toutes les 24 h est prescrite aux limites marines du modèle de rang 1. Cela représente un biais dans la transmission des panaches de dispersion de la Gironde et de la Charente (dans une moindre mesure de la Loire et de la Vilaine également) du rang 0 vers le rang 1 qui peut induire une minimisation de la réduction de la biomasse d'ulves prédite par le modèle sur ce secteur. Cela n'est pas le cas pour le modèle de rang 1 « Loire-Vilaine » car les deux principaux apports (Loire et Vilaine) font explicitement partie du domaine de modélisation,
- La dilution importante du panache de la Gironde liée à la mise en place de la nouvelle limite marine au sein du modèle général de rang 0. Pour rappel, la constitution des limites marines telle que proposée initialement dans le CCTP devait reposer sur une extraction des données d'archives du modèle Previmer qui avait tourné dans une ancienne version (version du code 2009 archivée pour l'année climatique 2009). Dans un souci d'amélioration du réalisme du modèle, cette limite marine a finalement été remplacée, en accord avec le comité de pilotage, en cours d'étude par les données de mesures du réseau SOMLIT à la bouée marine Astan (cf. MB2 § 3.2.4). Les résultats obtenus aux missions MC3 et MC4 avec la limite marine Astan ont posé de nouvelles interrogations sur la qualité des données de forçage utilisées aux frontières ouvertes du modèle de rang 0 et de nouvelles mesures situées dans le Golfe de Gascogne et jusqu'alors inconnues du comité de pilotage ont été utilisées pour constituer une nouvelle limite marine dans le cadre de la mission MC4 bis (cf. § 2). Si cette nouvelle limite marine chargée d'alimenter le modèle de rang 0 est plus représentative du signal hauturier du Golfe de Gascogne par rapport aux données Previmer ou SOMLIT, elle génère en particulier à la frontière sud un biais en raison de sa proximité avec le panache de la Gironde. En effet, les faibles teneurs en nitrate injectées à la limite sud, proche de l'estuaire de la Gironde, induisent une forte dilution du panache en nitrate issu de la Gironde qui s'accompagne d'un phénomène de diffusion lié au fort gradient entre les faibles teneurs provenant de la limite et celles de la Gironde. Cela implique une forte atténuation du panache de la Gironde et un impact de ce fleuve limité au sein du modèle de rang 1,
- La taille des mailles (250 m), le stock initial en ulves (basé sur une campagne ponctuelle d'observation et un prédictif des zones de croissance infralittorales) et les informations de flux collectées ne permettent pas de répondre à des questions très locales à l'échelle de petits sites ou de plages (dysfonctionnement d'une STEU locale par exemple),
- Les résultats des scénarii ont été obtenus pour l'année météo-climatique 2009 ce qui influe directement sur les flux de nutriments et leur condition de dispersion sous l'effet du vent.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	73/100

Compte tenu de l'ensemble des limites décrites ci-dessus, les résultats obtenus sur ce secteur sont des résultats à minima. D'un point de vue méthodologique, il conviendrait pour améliorer les premiers résultats obtenus pour le modèle « **Sables d'Olonne – Ile de Ré** » d'abaisser géographiquement la limite sud du modèle de rang 0 (meilleure représentation de la dilution du panache de la Gironde) et de transmettre à des échelles de temps plus rapprochées les apports de la Gironde et de la Charente (et également de la Loire et de la Vilaine) au modèle de rang 1.

En outre, même si, à l'échelle du secteur d'étude, la réduction des biomasses d'ulves peut sembler faible, elle peut s'avérer importante à des échelles plus locales. Les grandes tendances montrées par cette étude pourraient être affinées en fonction des différents contextes locaux rencontrés sur des secteurs plus restreints de la zone d'étude et en considérant des mailles plus fines et des estimations des apports locaux plus précis.

### 5.3. Discussion : portée et limites de la modélisation réalisée

#### 5.3.1. Dynamique des populations algales sur substrat rocheux, dynamique sédimentaire

Le modèle d'écosystème utilisé a été doté d'un module simpliste de relargage sédimentaire qui ne peut prétendre représenter finement les processus biogéochimiques responsables de la libération et/ou de la séquestration par le sédiment d'azote et de phosphore sous forme dissoute et particulaire.

Ce modèle ne peut également prétendre simuler tous les événements liés au compartiment phytoplanctonique et aux ulves dont on rappelle qu'elles sont fixées dans les secteurs de croissance du fait de l'inadaptation actuelle des modèles de transport. Une autre limitation importante est la non prise en compte de la compétition entre les algues vertes, rouges et brunes que ce soit dans l'utilisation des nutriments pour leur croissance, ou plus encore pour l'occupation du substrat rocheux qui est en fait le réel aspect de la compétition entre ces groupes d'algues. A ce jour, il n'existe pas de modèle capable de prendre en compte la compétition entre les algues vertes, rouges et brunes.

Enfin, la dynamique des populations algales sur les platiers rocheux engendrée par les facteurs environnementaux, les perturbations anthropiques, les relations trophiques et qui conditionne le degré de colonisation des platiers rocheux par les algues opportunistes et les algues d'habitat n'est pas représentée par le modèle numérique.

#### 5.3.2. Portée et précision

Dans toute modélisation numérique, il est nécessaire de rappeler que la taille de la maille a une influence importante sur les résultats. Au vu de la taille de maille du modèle général (800 m) et des deux modèles de rang 1 (250 m), ces derniers ne peuvent prétendre représenter finement l'ensemble des phénomènes physiques et biologiques qui se déroulent à des échelles locales, du moins inférieures à la taille de la maille.

S'agissant par exemple de la condition initiale en ulves et dans le cas de secteurs à estran courts (platiers rocheux, estran sableux), les observations aériennes réalisées par le Ceva depuis 2007 amènent à penser que seule une taille de maille de quelques dizaines de mètres (voire de l'ordre 10



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	74/100

à 20 mètres) permettrait de prendre en compte précisément la morphologie des dépôts en algues vertes. Cette taille de maille s'avère d'une part clairement incompatible avec l'ampleur de la zone à étudier (temps de calcul prohibitifs) et d'autre part, cette démarche supposerait de disposer de données bathymétriques à très haute résolution ainsi que des données fines des platiers rocheux pour permettre d'élaborer la condition initiale en ulves (données inexistantes à l'échelle du linéaire côtier à considérer dans l'étude).

Des mailles de dimension importantes engendrent une sous estimations des sources locales de flux relativement faibles par rapport à la taille de la maille (dilution « instantanée » pour le modèle des apports dans une maille de 250m X 250 m soit une surface équivalente à 50 piscines olympiques). Des mailles de taille plus réduites permettent aux sources locales d'augmenter plus fortement les concentrations en sels nutritifs autour des exutoires (nombre limité de mailles mais teneurs plus importantes).

Par ailleurs, le modèle utilisé ne simule pas les processus biogéochimiques complexes se déroulant au sein de l'estuaire de la Loire et décrit dans le cadre de la mission MB4. La non prise en compte dans le modèle des processus hydro-sédimentaires liés au bouchon vaseux et du phytoplancton d'eau douce (modèle adapté uniquement au phytoplancton marin) peut représenter un biais à la qualité générale de l'étude. Cependant, dans la mesure où la comparaison mesures/modèle sur les stations en mer et situées en aval de l'estuaire de la Loire ne montre pas d'écarts significatifs sur le plan de l'évolution des sels nutritifs, ce biais est a priori faible.

### 5.3.3. Temps de réponse du milieu naturel

#### *A - Compartiment sédimentaire*

Dans les scénarios de réduction des apports en azote et phosphore testés dans le cadre de la présente mission MC4 bis, le problème de la contribution du sédiment à l'enrichissement en azote dissous de la colonne d'eau a été posé : le flux sédimentaire se maintiendrait-il à un niveau identique si l'on abaissait sensiblement les concentrations moyennes actuelles en nitrates et/ou en phosphore des rivières ? Les articles et ouvrages (Tucker et al., 2007 ; Lerat, 1990 ; Monbet, 1991 ; rapport d'étude CAREN-Cemagref sur la pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques) disponibles sur cette question semblent indiquer une réponse négative.

En effet, si durant les périodes de crues (en hiver et au printemps), les apports terrigènes constituent la première source d'apport en matière organique d'origine photosynthétique (provenant de la dégradation des végétaux supérieurs) et anthropique (provenant massivement des déjections animales ainsi que des résidus urbains et/ou industriels) ; en période estivale et automnale, c'est la production primaire qui représente la première source d'enrichissement du sédiment en matière organique (M.O.) sous forme détritique (issue de la dégradation des macroalgues et du phytoplancton) et par conséquent qui constitue l'essentiel du flux sédimentaire en azote. D'autre part, la qualité de la matière organique terrigène s'avère en général réfractaire à la minéralisation (vitesse de minéralisation lente) en comparaison des capacités de minéralisation de la matière organique de la production primaire. Or, il est logique de penser que plus la pression en azote sur le bassin versant diminuera, plus la production primaire (d'origine phytoplanctonique et macroalgale) diminuera et par voie de conséquence fournira d'autant moins de M.O. détritique minéralisable au sein du sédiment. Le potentiel du sédiment dans la production de sels nutritifs devrait donc décroître à court ou moyen terme.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	75/100

Sur ce sujet, les séries de mesures portant en particulier sur le flux sédimentaire en sels nutritifs (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> et PO<sub>4</sub>) réalisées dans le port de Boston (site plutôt vaseux) de 1992 à 2006 sont particulièrement instructives (Tucker et al., 2007). De 1992 à 2000, une série de travaux d'amélioration des capacités de traitements de la station d'épuration du port de Boston a été engagée jusqu'à la mise en œuvre, en 2000, d'une canalisation permettant de rejeter au large les effluents de cette STEU. Ces travaux ont conduit dès les premières mesures à des effets mesurables dans le contenu de la M.O. du sédiment (baisse du P.O.C : carbone organique particulaire et du P.O.N : azote particulaire organique) et au final une chute importante des teneurs en azote et phosphore relarguées a été relevée, associée à une production primaire nettement moindre. Globalement, les auteurs estiment que le site a atteint une nouvelle valeur d'équilibre du flux sédimentaire au bout de la cinquième année sur la période 2001 à 2006. Entre la période « 1992-2000 » et « 2001-2006 », ils estiment à 45 % le pourcentage de réduction du flux en ammonium du sédiment, 67 % pour le flux en nitrate et nitrite, 54 % pour l'azote organique particulaire et 65 % pour le phosphate. Naturellement, ces chiffres ne sont pas directement transposables à la problématique de l'eutrophisation littorale du secteur d'étude mais témoignent d'une réelle capacité du compartiment sédimentaire à réagir positivement à des mesures prises en amont des cours d'eau et ce sur des échelles de temps plutôt courtes. Il est intéressant de souligner que le port de Boston apparaît comme un site à dominante vaseuse (de type estuarien associé à un faible régime hydrodynamique) et s'apparenterait donc aux grands estuaires du secteur d'étude (estuaire de la Vilaine, de la Loire et de la Sèvre Niortaise). Compte tenu que l'effort de réduction des apports terrigènes se fera de manière progressive sur plusieurs années, il est cohérent d'imaginer que le sédiment évoluera de manière sensiblement parallèle à l'effort de réduction des flux terrigènes.

Enfin, sans même faire intervenir le compartiment sédimentaire, il est attendu que des apports en sels nutritifs inférieurs engendreront des productions primaires moindres, notamment du compartiment phytoplanctonique, ce qui en retour impliquera des apports par reminéralisation au cours de la saison eux aussi diminués.

## ***B - Compartiment macroalgal***

Comme décrit dans la mission A, les algues vertes responsables des proliférations sur le secteur d'étude sont issues des platiers rocheux sur lesquels elles effectuent leurs croissances fixées, avant d'être arrachées et de s'échouer sur les plages.

L'enrichissement nutritionnel des eaux est le facteur indispensable au soutien du développement des algues opportunistes tel que celui constaté sur le secteur d'étude. En Norvège, Kraufvelin et al. (2006) ont étudié l'impact d'un enrichissement en nutriments sur les communautés benthiques placées en mésocosmes durant 4 ans, suivi d'une étude de ces mêmes mésocosmes après l'arrêt de l'enrichissement en nutriments pendant 2 ans. Durant la période d'enrichissement, les fucales (*Fucus serratus* et *Fucus vesiculosus*) ont décliné les 4 premières années pour arriver à un changement total de la communauté la 5<sup>ème</sup> année durant laquelle les algues vertes ont dominé la communauté algale avec un taux de recouvrement proche de 50 % dans le milieu le plus enrichi (32 µM d'azote) contre moins de 10 % dans le mésocosme de contrôle. Les fucales avaient un taux de recouvrement de 40 % dans le milieu le plus enrichi contre 80% dans le témoin. A la suite de l'arrêt de l'enrichissement, les communautés algales ont retrouvé leur structure d'origine avec une dominance des algues d'habitat en **moins de 2 ans**.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	76/100

Cette problématique d'eutrophisation s'inscrit également dans des aspects écosystémiques plus complexes liés au succès de colonisation des platiers rocheux par les algues vertes. Bokn et al. (2003) ont en effet montré lors d'une expérimentation menée durant 2 ans et demi que l'eutrophisation favorisait significativement l'apparition et la persistance d'algues vertes sur les platiers rocheux uniquement si elle était combinée à une pression de broutage faible par les gastéropodes. Worm et al. (2000) montrent également que le recrutement des algues vertes est important dans des milieux riches en nutriments et dans lesquels une pression de broutage faible existe et estiment que ce phénomène est responsable du déclin des fucales en Mer Baltique. Le degré de perturbation de l'écosystème des platiers rocheux, non représenté dans le modèle numérique, est un élément à ne pas négliger concernant le temps de réponse du milieu en cas de restauration de la qualité de l'eau. Outre l'eutrophisation, Thompson et al. (2002) ont listé d'autres éléments induisant un déséquilibre significatif du fonctionnement des communautés benthiques parmi lesquels :

- Les pollutions diverses (marées noires, perturbateur endocriniens, métaux lourds...),
- Les activités récréatives induisant une pression d'ordre physique (piétinement) et une pression sur les populations de par leur prélèvement,
- Le changement global.

Face à ce type de perturbations, des études ont été menées de façon à connaître le temps mis par l'écosystème pour un retour à un état proche de celui précédant la perturbation. L'impact des pollutions aux **hydrocarbures** est particulièrement bien étudié. Il a été par exemple montré que, suite à la marée noire engendrée par le naufrage du Torrey Canyon survenu en mars 1967, **10 à 15 ans** étaient nécessaires pour que l'écosystème retrouve son état initial, notamment pour ce qui est des espèces structurantes de l'écosystème (Crowe et al, 2000). Concernant l'impact du **piétinement**, Milazzo et al. (2004), en Méditerranée, ont montré qu'une durée de **6 mois** était nécessaire pour que les algues d'habitat (*Cystoseira brachicarpa v. balearica* et *Dictyota obtusa*) retrouvent un taux de recouvrement et une composition similaire à la zone témoin, non soumise au piétinement. Les habitats ne répondent néanmoins pas tous de la même façon face à des perturbations similaires. Ainsi, au Portugal, sur les communautés d'*Ascophyllum nodosum*, Araújo et al. (2012) ont montré que la structure d'origine de **la population algale n'était pas retrouvée au plus fort degré de piétinement après 54 mois soit 4 ans ½**. Sur l'île de Man, Jenkins et al. (2004) ont suivi la recolonisation d'un platier rocheux après l'enlèvement manuel de la canopée d'*Ascophyllum nodosum*. **Douze ans** après cette « perturbation », **l'état initial n'est toujours pas atteint**. *Ascophyllum nodosum* initialement seule espèce à composer la canopée est désormais en mélange avec *Fucus vesiculosus* et *Fucus serratus*.

Lorsque les perturbations sont multiples, le temps de réponse de l'écosystème semble augmenter. **Onze ans** après la mise en place d'une politique de traitement des eaux à proximité de Bilbao engendrant un retour à une bonne qualité du milieu côtier, **les communautés benthiques** présentes sur les estrans rocheux **n'ont toujours pas retrouvé leur état initial** (Diez et al., 2014). Les auteurs indiquent que les **pollutions à répétitions** couplées au **changement global** induisant un réchauffement des eaux et des houles importantes plus fréquentes pourraient **réduire la résilience de l'écosystème**.

Ces différentes études montrent que lorsque qu'une perturbation simple et bien identifiée est stoppée, l'écosystème retrouve un état initial à court terme. Toutefois, les environnements actuels sont le plus généralement soumis à de multiples pressions qui mettent à mal la résilience des écosystèmes pour lesquels il est plus réaliste de considérer un temps de réponse à moyen terme dans le cas de perturbations peu nombreuses et de faibles intensités et à long terme lorsque les



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	77/100

perturbations sont importantes et multiples. **Même si l'écosystème ne peut revenir à son état initial, la diminution des perturbations entraîne toujours une réponse significative et positive du milieu dans lequel des politiques de restauration sont mises en œuvre.**

**Dans le cadre de la modélisation proposée dans le présent rapport, les résultats peuvent donc être considérés comme des abattements *a minima*, sur le court terme, qui pourraient être prolongés et amplifiés dans le temps du fait de la moindre fourniture sédimentaire en nutriments et de la possible diminution de la colonisation des platiers par les algues vertes du fait d'un nouvel équilibre de l'écosystème favorisant la colonisation des platiers rocheux par les algues d'habitat.**



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	78/100

## Scénarios de réduction des marées vertes sur le secteur d'étude

Pour le modèle « **Loire-Vilaine** », une diminution d'**un tiers de la biomasse des algues vertes** est attendue, sur une année, à partir d'une **réduction des apports azotés de 30 %**. Une réduction de **60 % des nitrates** permettrait de **diviser la biomasse d'algues vertes par 2**.

Le modèle « **sables d'Olonne – Ile de Ré** » est peu réactif face à une diminution des apports azotés même conséquente. **Ces résultats sont à considérer avec prudence** du fait de biais possibles entre autres liés à la non prise en compte directe des apports de la Gironde dans le modèle de rang 1.

**La réduction simultanée des apports en azote et en phosphore** donne des résultats sur les proliférations d'ulves peu différents de ceux obtenus par la réduction seule des apports azotés. En revanche, une analyse rapide du compartiment phytoplanctonique montre une diminution importante de sa biomasse par un abattement conjoint de l'azote et du phosphore. Il y a un équilibre entre les macroalgues et les microalgues (phytoplancton) dont les croissances ne sont pas limitées par le même élément. Afin de ne pas induire de déséquilibre de l'écosystème, une **réduction conjointe** de l'azote et du phosphore est **préconisée**.

Des **événements climatiques extrêmes** pourraient avoir également une **influence très importante sur la biomasse d'algues vertes** produite comme illustré par le modèle lorsqu'un retard du développement des algues est introduit. **Cet effet retard pourrait également être obtenu par une diminution sur plusieurs années des proliférations d'algues vertes.**

**Le modèle** reproduit les conditions hydrodynamiques et biologiques (algues vertes et phytoplancton) pour une année donnée mais n'est pas en mesure de reproduire un **effet pluriannuel** d'une réduction des apports en nutriments ainsi que les **interactions complexes** qui existent entre les différentes **populations benthiques** du secteur d'étude. En outre, **les effets des autres perturbations anthropiques** directes (pollutions, piétinement...) et indirectes (changement climatiques) ne sont pas pris en considération.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	79/100

## Conclusion

L'étude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine a permis de progresser sur la connaissance des conditions des proliférations algales sur ce secteur côtier.

Les marées vertes se développant sur le secteur d'étude ne sont pas comparables à celles se produisant dans certaines grandes baies de Bretagne. Les algues vertes, sur le secteur d'étude, se développent fixées sur les platiers rocheux, avant d'être arrachées et de s'échouer sur les plages, ce qui conduit à analyser les interactions des communautés benthiques pour appréhender ce phénomène.

La collecte des données de flux de nutriments à l'échelle du secteur d'étude montre une contribution majeure de la Loire et de la Vilaine dans l'apport d'azote et de phosphore au littoral. Ces apports contribuent largement à la croissance des ulves, notamment dans le secteur compris entre la presqu'île de Rhuy et l'île de Noirmoutier. Les ulves du secteur Sables d'Olonne-Ile de Ré sont davantage sous l'influence de la Charente et de la Gironde. Les autres sources, bien que nombreuses, contribuent peu au développement des algues vertes à l'échelle du secteur d'étude, leur impact à une échelle très locale est probable, mais ne peut être finement analysée dans le cadre de la présente étude.

Les travaux de modélisation ont permis d'appréhender les effets d'une réduction de ces apports sur la prolifération des algues vertes. Un objectif de réduction de 30 % des éléments azotés sur l'ensemble des contributeurs permet d'obtenir une diminution d'un tiers des biomasses algales sur le secteur Loire-Vilaine. Ce résultat pourrait être largement influencé par des événements climatiques extrêmes retardant le démarrage de la croissance des algues. La reproduction sur plusieurs années de ces flux abattus pourrait jouer à terme un rôle similaire en limitant la présence d'algues vertes en début de saison, donc la précocité des proliférations.

Sur le secteur Sables d'Olonne - Ile de Ré, les résultats d'abattement de la biomasse sont beaucoup plus modestes et la réduction des apports en nutriments ne semble pas avoir d'impact notable sur la réduction des biomasses algales. Toutefois ce secteur est notamment sous influence de la Gironde qui n'est pas englobée dans l'emprise de modélisation de rang 1 ce qui induit une sous-estimation de l'influence de son panache, comme de celui de la Charente, de la Loire et de la Vilaine (hors emprise du modèle de rang 1 du secteur Sables d'Olonne – Ile de Ré).

Une réduction conjointe des apports en azote et en phosphore ne donne pas de meilleurs résultats sur la diminution de la biomasse macroalgale qu'une réduction des apports azotés seuls. En revanche, la biomasse du compartiment phytoplanctonique se trouve diminuée par la réduction conjointe des deux nutriments. Une réduction simultanée des deux éléments est donc préconisée pour éviter de créer un déséquilibre de l'écosystème. Cela devrait également générer des flux de reminéralisation inférieurs et donc un retour de nutriments à la côte diminué.

Le modèle ne tient pas compte des interactions complexes au sein des communautés benthiques ni d'autres perturbations anthropiques secondaires qui conditionnent le succès de colonisation des platiers rocheux par les algues vertes. Aussi, la réponse de l'écosystème à une réduction des apports en nutriments pourrait être à terme supérieure à celle prédite sur un an par le modèle. Par ailleurs, l'apport actuel de nutriments par le sédiment est mal connu ainsi que son évolution en cas de diminution des apports terrigènes.



  <small>PRÉFET DE LA RÉGION PAYS DE LA LOIRE</small>	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	80/100

Conformément à l'objectif fixé à cette étude, les résultats fournis par le modèle doivent être considérés à l'échelle du secteur d'étude. Pour obtenir des résultats plus locaux, il sera nécessaire d'établir une modélisation d'emprise et de résolution plus fine et de préciser les apports aux zones locales par des méthodes plus fines (mesures de débit et qualité de l'eau plutôt qu'extrapolations pour les sources les plus importantes, intégration des déversements par temps de pluie, ...). Par ailleurs, les résultats pour l'Ile de Ré pourraient être précisés et probablement modifiés en abaissant la limite sud du modèle de rang 0 et en augmentant la fréquence de transmission des teneurs des fleuves entre les rang 0 et 1 et si possible en localisant mieux les zones de croissances algales.

A court terme, un outil prédictif pourrait être développé pour anticiper les échouages massifs et ainsi prévoir des moyens adaptés pour le ramassage et le traitement des algues vertes, mais cela nécessiterait une bonne connaissance des caractéristiques climatiques induisant des échouages ainsi que les facteurs impliqués dans la dynamique de colonisation des platiers rocheux par les algues vertes.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	81/100

## Bibliographie consultée

### Documents scientifiques - connaissances fondamentales

Abreu M. H., R. Pereira, A. Buschmann, I. Sousa-Pinto and C. Yarish. Nitrogen uptake responses of *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss under combined and single addition of nitrate and ammonium. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407: 190–199, 2011.

Airoidi L., M. Abbiati, M. Beck, S. Hawkins, P. R. Jonsson, D. Martin, P. Moschella, A. Sundelöf, R. Thompson and P. Åberg. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52: 1073–1087, 2005.

Airoidi L., D. Balata, and M. W. Beck. The gray zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 8–15, 2008.

Ale M. T., J. D. Mikkelsen and A. S. Meyer. Differential growth response of *Ulva lactuca* to ammonium and nitrate assimilation. *Journal of Phycology*, 23: 345–351, 2012.

Alström-Rapaport C., E. Leskinen and P. Pamilo. Seasonal variation in the mode of reproduction of *Ulva intestinalis* in a brackish water environment. *Aquatic Botany*, 93: 244–249, 2010.

Alwyn T. and V. Rees. Metabolic and ecological constraints imposed by similar rates of ammonium and nitrate uptake per unit surface area at low substrate concentrations in marine phytoplankton and macroalgae. *Journal of Phycology*, 43: 197–207, 2007.

Aminot A. Définition opérationnelle du terme « eutrophisation ». In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp 4-5.

Anderson D. M., P. M. Glibert, and J. M. Burkholder. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704–726, 2002.

Andrieux-Loyer F. Les formes de phosphore particulaire et sédimentaires en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 282 p., 1997.

Araújo R., Sousa-Pinto I., Ester A. S. et Åberg P. 2012. Recovery after trampling disturbance in a canopy-forming seaweed population. *Marine biology* 159: 697-707.

Atkinson M. and S. Smith. C: N: P ratios of benthic marine plants (carbon: nitrogen: phosphorus). *Limnology and Oceanography*, 28, 1983.

Barillé-Boyer A.-L., Y. Gruet, L. Barillé and N. Harin. Temporal changes in community structure of tide pools following the “Erika” oil spill. *Aquatic Living Resources*, 17: 323-328, 2004.

Beaumont A., D. Mills and P. Newman. Some Effects of Tributyl Tin (TBT) on Marine Algae. *Oceans' 87*, 1488-1493, 1987.

Benedetti-Cecchi L., F. Pannacciulli, F. Bulleri, P. S. Moschella, L. Airoidi, G. Relini and F. Cinelli. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 137–150, 2001.

Bertness M. D. and R. Callaway. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 9: 191–193, 1994.

Billen G., B. Grizzetti, A. Leip, J. Garnier, M. Voss, R. Howarth, F. Bouraoui, A. Lepistö, P. Kortelainen, P. Johnes, et al. Nitrogen flows from European regional watersheds. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, 1, pages 271–297, 2011.

Björnsäter B. R. and P. A. Wheeler. Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *Ulva fenestrata* and *Enteromorpha intestinalis* (Ulvales, Chlorophyta) 1. *Journal of Phycology*, 26: 603–611, 1990.

Bliding C. V. A critical survey of European taxa in Ulvales. 1963.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	82/100

Bokn T.L., Duarte C.M., Pedersen M.F., Marba N., Moy F.E. et al. 2003. The response of experimental rocky shore communities to nutrients additions. *Ecosystems* 6: 577-594.

Bolam S. G., T. F. Fernandes, P. Read and D. Raffaelli. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249: 123-137, June 2000.

Bonsdorff E., E. Blomqvist, J. Mattila and A. Norkko. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 63-72, 1997.

Boudouresque C. F. *Les espèces introduites et invasives en milieu marin*. GIS Posidonie, 2001.

Bracken M. E. and K. J. Nielsen. Diversity of intertidal macroalgae increases with nitrogen loading by invertebrates. *Ecology*, 85: 2828-2836, 2004.

Breuer G. and W. Schramm. Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. *Kieler Meeresforschungen. Sonderheft*, 1989.

Bulleri F. and M. G. Chapman. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 26-35, 2010.

Cardoso P., M. Pardal, D. Raffaelli, A. Baeta and J. Marques. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308: 207-220, 2004.

Chapelle A., P. Lazure and A. Menesguen. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. sensitivity analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 39: 529-548, 1994.

Chapman A. and J. Craigie. Seasonal growth in *Laminaria longicruris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Marine Biology*, 40: 197-205, 1977.

CEVA, 2012. Valorisation des données scientifiques acquises sur les marées vertes. Rapport final du projet 7 du programme CIMAV, 45 p.

CEVA, 2013. Valorisation des données scientifiques acquises sur les marées vertes. Rapport final du projet 7 du programme CIMAV, 54 p.

Charlier R. H., P. Morand, C. W. Finkl, A. Thys, et al. Green tides on the Brittany coasts. *Environmental Research, Engineering and Management*, 3: 52-59, 2007.

Charlier R. H., P. Morand and C. W. Finkl. How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of Environmental Studies*, 65: 191-208, 2008.

Cloern J.E. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California *Reviews of Geophysics*, 34: 127-168, 1996.

Coat G., P. Dion, M.-C. Noailles, B. De Reviers, J.-M. Fontaine, Y. Berger-Perrot, and S. Loiseaux-De Goër. *Ulva armoricana* (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). ii. Nuclear rdna its sequence analysis. *European Journal of Phycology*, 33: 81-86, 1998.

Cognetti G. Marine eutrophication: the need for a new indicator system. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 163, 2001.

Crowe T.P., Thompson R.C., Bray S. et Hawkins S.J. 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7: 273-297.

D'Amours O. and R. E. Scheibling. Effect of wave exposure on morphology, attachment strength and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp *tomentosoides*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 351: 129-142, 2007.

Dayton P. K., M. J. Tegner, P. B. Edwards and K. L. Riser. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8: 309-322, 1998.

Delmas D., A. Herbland and S.Y. Maestrini. Environmental conditions which lead to increase in cell density of the toxic dinoflagellates *Dinophysis* spp. in nutrient-rich and nutrient-poor waters of the French Atlantic coast. *Marine Ecology Progress Series*, 89: 53-61, 1992.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	83/100

Diez I., Santolaria A., Muguerza N. et Gorostiaga J.M. 2014. Capacity for recovery of rocky subtidal assemblages following pollution abatement in a scenario of global change. *Marine Pollution Bulletin* 86: 197-209.

Dion P., B. De Reviere and G. Coat. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. morphological identification. *European Journal of Phycology*, 33: 73–80, 1998.

Dion P. and S. Le Bozec. The French Atlantic coasts. In: W. Schramm and P. H. Nienhuis [eds.], *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. pp. 251–264, 1996.

Duarte C. M. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41: 87–112, 1995.

Elmgren R. and U. Larsson. *Himmerfjärden: förändringar i ett näringsbelastat kustekosystem i Östersjön*. Naturvårdsverket, 1997.

Faganeli J., A. Vukovic, F. I. Saleh and J. Pezdic. C: N: P ratios and stable carbon and hydrogen isotopes in the benthic marine algae, *Ulva rigida* c. ag. and *Fucus virsoides* j. ag. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 102: 153–166, 1986.

Fletcher R. The occurrence of green tides: a review. In *Marine benthic vegetation*, pp. 7–43. Springer, 1996.

Flindt M., L. Kamp-Nielsen, J. C. Marques, M. A. Pardal, M. Bocci, G. Bendoricchio, J. Salomonsen, S. Nielsen and S. Jorgensen. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling*, 102: 17–31, 1997.

Fujita R. M. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 92: 283–301, 1985.

Fujita R. M., P. A. Wheeler and R. L. Edwards. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series*, 53:293-303, 1989.

Gao S., X. Chen, Q. Yi, G. Wang, G. Pan, A. Lin and G. Peng. A strategy for the proliferation of *Ulva prolifera*, main causative species of green tides, with formation of sporangia by fragmentation. *PLoS ONE*, 5: e8571, 2010.

Guillaud J.F. and A. Lefebvre. Manifestations de l'eutrophisation rencontrées en France. In: *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France*, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 6-9.

Haritonidis S. and P. Malea. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos gulf, Greece. *Environmental Pollution*, 104: 365–372, 1999.

Hawkins S. The influence of season and barnacles on the algal colonization of *Patella vulgata* exclusion areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 61: 1–15, 1981.

Hawkins S., R. Hartnoll, J. Kain and T. Norton. Plant-animal interactions on hard substrata in the north-east atlantic. *Plant-animal interactions in the marine benthos*, pages 1–32, 1992.

Hawkins S.J. and R. Hartnoll. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and marine biology*, 21: 195–282, 1983.

Hay M. E. The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62:739–750, 1981.

Hayden H. S., J. Blomster, C. A. Maggs, P. C. Silva, M. J. Stanhope and J. R. Waaland. Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology*, 38: 277–294, 2003.

Hein M., M. F. Pedersen and K. Sandjensen. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology-progress Series*, 118: 247–253, 1995.

Henley W., S. Lindley, G. Levavasseur, C. Osmond and J. Ramus. Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat. *Oecologia*, 89: 516–523, 1992.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	84/100

Henley W. J., G. Levavasseur, L. A. Franklin, C. B. Osmond and J. Ramus. Photoacclimation and photoinhibition in *Ulva rotundata* as influenced by nitrogen availability. *Planta*, 184: 235–243, 1991.

Hernández I., G. Peralta, J. L. Pérez-Lloréns, J. J. Vergara and F. X. Niell. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology*, 33: 764–772, 1997.

Hewitt C. L., M. L. Campbell, B. Schaffelke. Introductions of seaweeds: accidental transfer pathways and mechanisms. *Botanica Marina*, 50: 326, 2007.

Ho Y. B. Mineral element content in *Ulva lactuca* l. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal waters. *Hydrobiologia*, 77: 43–47, 1981.

Ho Y. B. *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters – its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication. *Asian Marine Biology*, 4: 97–102, 1987.

Ho Y. B. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. *Hydrobiologia*, 203: 73–81, 1990a.

Ho Y. B. Metals in *Ulva lactuca* in Hong Kong intertidal waters. *Bulletin of Marine Science*, 47: 79–85, 1990b.

Hofmann L. C., J. C. Nettleton, C. D. Neefus and A. C. Mathieson. Cryptic diversity of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in the Great Bay estuarine system (Atlantic USA): introduced and indigenous distromatic species. *European Journal of Phycology*, 45: 230–239, 2010.

Houghton J. T., L. Meiro Filho, B. A. Callander, N. Harris, A. Kattenburg and K. Maskell. *Climate change 1995: The science of climate change: contribution of working group I to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, volume 19390. Cambridge University Press, 1996.

Howarth R., F. Chan, D. J. Conley, J. Garnier, S. C. Doney, R. Marino and G. Billen. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 18–26, 2011.

Howarth R. W. and R. Marino. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51: 364–376, 2006.

Howarth R. W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J. A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudryarov, P. Murdoch and Z. L. Zhu. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75–139, 1996.

Jenkins S. R., S. J. Hawkins and T. A. Norton. Interaction between a fucoid canopy and limpet grazing in structuring a low shore intertidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233: 41–63, 1999.

Jenkins S.R., Norton T.A. et Hawkins S.J. 2004. Long term effects of *Ascophyllum nodosum* canopy removal on mid shore community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 4496–4498.

Jin Q., S. Dong and C. Wang. Allelopathic growth inhibition of *Prorocentrum micans* (Dinophyta) by *Ulva pertusa* and *Ulva linza* (Chlorophyta) in laboratory cultures. *European Journal of Phycology*, 40: 31–37, 2005.

Joint I., K. Tait and G. Wheeler. Cross-kingdom signalling: exploitation of bacterial quorum sensing molecules by the green seaweed *Ulva*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362: 1223–1233, 2007.

Kamer K., P. Fong, R.L. Kennison and K. Schiff. The relative importance of sediment and water column supplies of nutrients to the growth and tissue nutrient content of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* along an estuarine resource gradient. *Aquatic Ecology* 38:45–56, 2004.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	85/100

Kautsky N., H. Kautsky, U. Kautsky and M. Waern. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 28: 1–8, 1986.

Kirso U. and N. Irha. Role of Algae in Fate of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41: 83–89, 1998.

Kraufvelin P. 2007. Responses to nutrient enrichment, wave action and disturbance in rocky shore communities. *Aquatic Botany* 87: 262–274.

Kraufvelin P., Moy F. E., Christie H. et Bokn T.L. 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems*: 1076–1093.

Larned S.T. Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae. *Marine Biology*, 132: 409–421, 1998.

Lavery P., S. Bootle and M. Vanderklift. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-Harvey estuary, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 295–309, 1999.

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

Leliaert F., X. Zhang, N. Ye, E.-J. Malta, A. H. Engelen, F. Mineur, H. Verbruggen and O. De Clerck. Research note: Identity of the Qingdao algal bloom. *Phycological research*, 57: 147–151, 2009.

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 3ème cycle, Univ. de Bretagne Occidentale, 212 p.

Liu D., J. K. Keesing, Z. Dong, Y. Zhen, B. Di, Y. Shi, P. Fearn and P. Shi. Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in yellow sea, china: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1423–1432, 2010.

Lotze H. K. and B. Worm. Variable and complementary effects of herbivores on different life stages of bloom-forming macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 200: 167–175, 2000.

Lotze H. K., W. Schramm, D. Schories and B. Worm. Control of macroalgal blooms at early developmental stages: *Pilayella littoralis* versus *Enteromorpha* spp. *Oecologia*, 119: 46–54, 1999.

Lotze H. K., B. Worm and U. Sommer. Propagule banks, herbivory and nutrient supply control population development and dominance patterns in macroalgal blooms. *Oikos*, 89: 46–58, 2000.

Lubchenco J. *Littornia* and *Fucus*: effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. *Ecology*, 64: 1116–1123, 1983.

Lyons D. A., Arvanitidis C., Blight A. J., Chatzinikolaou E., Guy-Haim T., Kotta J., Orav-Kotta H., Queirós A. M., Rilov G., Somerfield P. J. and T. P. Crowe. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology*, 2014.

Magalhaes C.M., A.A. Bordalo and W.J. Wiebe. 2003. Intertidal biofilms on rocky substratum can play a major role in estuarine carbon and nutrient dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 258: 275–281, 2003

Malta E.-J., S. G. Draisma and P. Kamermans. Free-floating *Ulva* in the southwest Netherlands: species or morphotypes? a morphological, molecular and ecological comparison. *European Journal of Phycology*, 34: 443–454, 1999.

Margalef, R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493–509, 1978.

Marshall K., I. Joint, M. E. Callow and J. A. Callow. Effect of marine bacterial isolates on the growth and morphology of axenic plantlets of the green alga *Ulva linza*. *Microbial ecology*, 52: 302–310, 2006.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	86/100

Marshalla P. A. and G. J. Edgar. The effect of the Jessica grounding on subtidal invertebrate and plant communities at the Galápagos wreck site. *Marine Pollution Bulletin*, 47: 284-295, 2003.

May V., I. Bennett and T. Thompson. Herbivore-algal relationships on a coastal rock platform (Cape Banks, NSW). *Oecologia*, 6: 1-14, 1970.

Mazé J., P. Morand and P. Potoky. Stabilisation of a green tides *Ulva* by a method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology*, 5: 183-190, 1993.

McGlathery K. J., K. Sundback and I. C. Anderson. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1-18, 2007.

Menéndez M. and F. Comin. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 215-226, 2000.

Ménesguen A., Cugier P., Leblond I. 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). *Limnology and Oceanography*, 51, 591-601, 2006.

Ménesguen A., A. Aminot, C. Belin, A. Chapelle, J.-F. Guillaud, M. Joanny, A. Lefebvre, M. Merceron, J.-Y. Piriou, and P. Souchu. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, 59 p.

Ménesguen A. and J.-Y. Piriou. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42: 227-237, 1995.

Merceron M. Proliférations macroalgales. In: L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Ménesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 15-18.

Milazzo M., Badalamenti F., Riggio S. et Chemello R. 2004. Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community. *Biological conservation* 117: 191-202.

Mineur F., T. Belsher, M. P. Johnson, C. A. Maggs and M. Verlaque. Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological Conservation*, 137: 237-247, 2007a.

Mineur F., M. P. Johnson, C. A. Maggs and H. Stegenga. Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology*, 151: 1299-1307, 2007b.

Mineur F., M. P. Johnson and C. A. Maggs. Macroalgal introductions by hull fouling on recreational vessels: seaweeds and sailors. *Environmental management*, 42: 667-676, 2008.

Monbet Z., Chardy P., Gros Ph., 1991. Benthic flux studies in the bay of St Brieuc (France). 10th report of the Benthos Ecologic Working Group. Canada, may 6-10 1991, 32-52.

Morand P., A. Cruzado, V. Cuomo, Z. Velasquez, I. Bertini, G. Scorrano, R. Cipollini and R. Monnanni. Macroalgae: pollution or help to the pollution abatement. *Depollution Planning of the Mediterranean Sea. Soc. Chimica Italiana, Collana Rossa*, pages 57-72, 1992.

Moschella P., M. Abbiati, P. Åberg, L. Airoidi, J. Anderson, F. Bacchiocchi, F. Bulleri, G. E. Dinesen, M. Frost, E. Gacia, et al. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 52: 1053-1071, 2005.

Munda I. M. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. *Hydrobiologia*, 261: 239-253, 1993.

Naldi M. and P. Viaroli. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* c. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River delta, Italy). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 65-83, 2002.

Nan C., H. Zhang and G. Zhao. Allelopathic interactions between the macroalga *Ulva pertusa* and eight microalgal species. *Journal of Sea Research*, 52: 259-268, 2004.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	87/100

Nan C. R., H. Z. Zhang, S. Z. Lin, G. Q. Zhao and X. Y. Liu. Allelopathic effects of *Ulva lactuca* on selected species of harmful bloom-forming microalgae in laboratory cultures. *Aquatic Botany*, 89: 9–15, 2008.

Nelson T., A. Nelson and M. Tjoelker. Seasonal patterns in Ulvoid algal biomass, productivity, and key environmental factors in the northeast pacific. *Botanica Marina*, 46: 263–327, 2003a.

Nelson T. A., D. J. Lee and B. C. Smith. Are green tides harmful algal blooms? toxic properties of water-soluble extracts from two bloom-forming macroalgae, *Ulva fenestrata* and *Ulvaria obscura* (Ulvophyceae). *Journal of phycology*, 39: 874–879, 2003b.

Nienhuis P. Ecology of coastal lagoons in the Netherlands (Veerse Meer and Grevelingen). *Vie et Milieu*, 42: 59–72, 1992.

Noël L. M.-L. J., S. J. Hawkins, S. R. Jenkins and R. C. Thompson. Grazing dynamics in intertidal rockpools: Connectivity of microhabitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 370: 9–17, 2009.

O'Brien P. Y. and S. P. Dixon. The effects of oils and oil components on algae: A review. *British Phycological Journal*, 11: 115-142, 1976.

Occhipinti-Ambrogi A. and D. Savini. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 46: 542–551, 2003.

Orfanidis S., E. Lazaridou, M. Seferlis and S. Haritonidis. Eutrophication and the abundance of seaweeds in the biotope of Agia Triada, Gulf of Thessaloniki. In *Proceedings of the Hellenic Symposium on Oceanography and Fisheries*, 1: 67–70, 1997.

Österling M. and L. Pihl. Effects of filamentous green algal mats on benthic macrofaunal functional feeding groups. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 263: 159–183, 2001.

Paerl H. W. and D. R. Whitall. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: Is there a link? *Ambio*, 28: 307–311, 1999.

Paine R. T., M. J. Tegner and E. A. Johnson. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1: 535–545, 1998.

Panayotidis P., J. Feretopoulou and B. Montesanto. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 205–214, 1999.

Papachristou E. and S. Haritonidis. Present status of eutrophication in Pagassitikos Gulf, Magnesia, Greece. Biological indicators-pollution sources. *Fresenius Environmental Bulletin*, 1: 506–510, 1992.

Pavoni B., M. Caliceti, L. Sperti and A. Sfriso. Organic micropollutants (PAHs, PCBs, pesticides) in seaweeds of the lagoon of Venice. *Oceanologica Acta*, 26: 585–596, 2003.

Paytan A and K. McLaughlin. The oceanic Phosphorus Cycle. *Chemical Reviews*, 107: 563-576, 2007.

Pedersen M. F. and J. Borum. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology-progress Series*, 142: 261–272, 1996.

Piriz M.L., M.C. Eyra and C.M. Rostagno. Changes in the biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia *Journal of Applied Phycology* 15: 67-74, 2003

Perrot T., Rossi N., Ménesguen A., Dumas F. *Modelling green macroalgae blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management*. *Journal of Marine Systems*, 132, 38-53, 2014

Ponsero A., P. Le Mao, P. Yésou, J. Allain and J. Vidal. Eutrophication littorale et conservation de l'avifaune aquatique: le cas de la bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*) hivernant en baie de Saint-Brieuc. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 64: 157–170, 2009.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	88/100

Radach G., J. Berg and E. Hagmeier. Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research*, 10: 305-328, 1990.

Ramade F. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ed. Ediscience. 1998. pp 214.

Redfield, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46: 205–221, 1958.

Rosenberg R., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonsson, G. Persson and H. Dahlin. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19:102-108, 1990

Rosenberg G. and J. Ramus. Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area: volume ratios. *Aquatic Botany*, 19: 65–72, 1984.

Rosenberg G., T. Probyn and K. Mann. Nutrient uptake and growth kinetics in brown seaweeds: Response to continuous and single additions of ammonium. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 80: 125–146, 1984.

Rossi N., C. Daniel and T. Perrot. 2009. Suivi de la couverture en macroalgues intertidales de substrats durs dans le cadre du projet REBENT/DCE au titre de l'année 2009. Edition finale. 74 p.

Runca E., A. Bernstein, L. Postma and G. DiSilvio. Control of macroalgae blooms in the lagoon of Venice. *Ocean & Coastal Management*, 30: 235–257, 1996.

Salomon J. and P. Lazure. Etude par modèle mathématique de quelques aspects de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. *Rapport IFREMER DERO-88.26-EL*, 1988.

Salovius S. and P. Kraufvelin. The filamentous green alga *Cladophora glomerata* as a habitat for littoral macro-fauna in the northern Baltic Sea. *Ophelia*, 58: 65–78, 2004.

Samuel H. Toxic seaweed on French coast sparks health fears. *The Telegraph*. 22 July 2011.

Schramm W. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from Eu-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11: 69–78, 1999.

Schramm W. Conclusions In: W. Schramm and P. H. Nienhuis [eds.], Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication, pp. 449-458, 1996.

Schramm W. and P. H. Nienhuis. Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication, volume 123. Springer Verlag, 1996.

Sfriso A. Temporal and spatial responses of growth of *Ulva rigida* cag to environmental and tissue concentrations of nutrients in the lagoon of Venice. *Botanica Marina*, 38: 557–573, 1995.

Sfriso A. and A. Marcomini. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, 58: 299–307, 1996.

Sfriso A. and A. Marcomini. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. part ii: Coupling with sediment, spm and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine environmental research*, 47: 285–309, 1999.

Sfriso A., C. Facca and P. Ghetti. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, 56: 617–636, 2003.

Shimada S., M. Hiraoka, S. Nabata, M. Iima, and M. Masuda. Molecular phylogenetic analyses of the japanese *Ulva* and *Enteromorpha* (Ulvales, Ulvophyceae), with special reference to the free-floating *Ulva*. *Phycological Research*, 51: 99–108, 2003.

Sourisseau Marc, Roge Marine (2011). Variation spatio-temporelle des nutriments de la sous-région marine Golfe de Gascogne DCSMM/EI/GDG. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, Ref. DCSMM/EI/EE/GDG/1.2.3/2011, 17p.

Souchu P. Principaux processus biochimiques impliqués dans l'eutrophisation. In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Menesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, p. 3.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	89/100

Sousa W. P. Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 49: 227–254, 1979.

Sousa W. P. The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15: 353–391, 1984.

Southward A. J. and E. C. Southward. Recolonization of Rocky Shores in Cornwall After Use of Toxic Dispersants to Clean Up the Torrey Canyon Spill. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada*, 35: 682-706, 1978.

Stekoll M. S. and L. Deysher. Response of the Dominant Alga *Fucusgardneri* (Silva) (Phaeophyceae) to the Exxon Valdez Oil Spill and Clean-up. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1028-1041, 2000.

Tan I. H., J. Blomster, G. Hansen, E. Leskinen, C. A. Maggs, D. G. Mann, H. J. Sluiman and M. J. Stanhope. Molecular phylogenetic evidence for a reversible morphogenetic switch controlling the gross morphology of two common genera of green seaweeds, *Ulva* and *Enteromorpha*. *Molecular Biology and Evolution*, 16: 1011–1018, 1999.

Tang Y. Z. and C. J. Gobler. The green macroalga, *Ulva lactuca*, inhibits the growth of seven common harmful algal bloom species via allelopathy. *Harmful Algae*, 10 (5): 480–488, 2011.

Taylor K. E. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *Journal of Geophysical Research*, 106, 7183-7192, 2001.

Taylor R., R. Fletcher and J. Raven. Preliminary studies on the growth of selected green tide algae in laboratory culture: effects of irradiance, temperature, salinity and nutrients on growth rate. *Botanica Marina*, 44: 327–336, 2001.

Tessier C. Caractérisation et dynamique des turbidités en zone côtière : L'exemple de la région marine Bretagne Sud. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux 1, 2006.

Thompson R., T. Crowe and S. Hawkins. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29: 168–191, 2002.

Thomsen, M.S. and T. Wernberg. Minireview: What affects the forces required to break or dislodge macroalgae? *European Journal of Phycology*, 40: 139-148, 2005

Thybo-Christesen M., M. B. Rasmussen and T. H. Blackburn. Nutrient fluxes and growth of *Cladophora sericea* in a shallow danish bay. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 273–273, 1993.

Tucker et al., 2007. 2006 Annual benthic nutrient flux monitoring report. Boston: Massachusetts Water Resources Authority. Report 2007-07. 65 p.

Turner A., S. S. Pedroso and M. T. Brown. Influence of salinity and humic substances on the uptake of trace metals by the marine macroalga, *Ulva lactuca*: Experimental observations and modelling using wham. *Marine Chemistry*, 110: 176–184, 2008.

Van Alstyne K. L., A. V. Nelson, J. R. Vyvyan and D. A. Cancilla. Dopamine functions as an antiherbivore defense in the temperate green alga *Ulvaria obscura*. *Oecologia*, 148: 304–311, 2006.

Vaudrey J.M.P., J.N. kremer, B.F. Branco and F.T. Short. Eelgrass recovery after nutrient enrichment reversal. *Aquatic Botany*, 93: 237-243, 2010.

Verlaque M. Inventaire des plantes introduites en méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanologica Acta*, 17: 1–23, 1994.

Viaroli P., M. Naldi, C. Bondavalli and S. Bencivelli. Growth of the seaweed *Ulva rigida* c. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro Lagoon (Northern Italy). *Hydrobiologia*, 329: 93–103, 1996.

Viaroli P., M. Bartoli, R. Azzoni, G. Giordani, C. Mucchino, M. Naldi, D. Nizzoli, and L. Taje. Nutrient and iron limitation to *Ulva* blooms in a eutrophic coastal lagoon (Sacca Di Goro, Italy). *Hydrobiologia*, 550: 57–71, 2005.

Villares R., X. Puente, A. Carballeira, et al. Nitrogen and phosphorus in *Ulva* sp. in the Galician Rias Bajas (Northwest Spain): seasonal fluctuations and influence on growth. *Boletín-Instituto Espanol De Oceanografía*, 15: 337–342, 1999.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	90/100

Vogt H. and W. Schramm. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel bay (Western Baltic) - what are the causes. *Marine Ecology-progress Series*, 69: 189–194, 1991.

Vollenweider R.A., F. Giovanardi, G. Montanari and A. Rinaldi. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357, 1998.

Wallentinus I. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology*, 80: 215–225, 1984.

Wang D., Q. Xie, Y. Du, W. Wang and J. Chen. The 1997–1998 warm event in the South China Sea. *Chinese Science Bulletin*, 47: 1221–1227, 2002.

Wang Y., Z. Yu, X. Song, X. Tang and S. Zhang. Effects of macroalgae *Ulva pertusa* (Chlorophyta) and *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) on growth of four species of bloom-forming dinoflagellates. *Aquatic botany*, 86: 139–147, 2007.

Wang C., Rencheng Yu R. and Zhou M. Acute toxicity of live and decomposing green alga *Ulva* (Enteromorpha) prolifera to abalone *Haliotis discus hannai*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29: 541-546, 2011.

Wharfe J.R. Ecological survey of benthic invertebrate Macrofauna of Lower Medway Estuary, Kent. *Journal of Animal Ecology*, 46:93-113, 1977.

Wilce R., C. Schneider, A. Quinlan and K. V. Bosch. The life history and morphology of free-living *pilayella littoralis* (L.) kjellm. (ectocarpaceae, ectocarpales) in nahant bay, massachusetts. *Phycologia*, 21: 336–354, 1982.

Worm B. and H. K. Lotze. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography*, 51: 569–579, 2006.

Worm B., H.K. Lotze, C. Bostrom, R. Engkvist, V. Labanauskas and U. Sommer. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series*, 185:309-314, 1999

Wu R. Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 11–22, 1999.

Ye N.-H., X.-W. Zhang, Y.-Z. Mao, C.-W. Liang, D. Xu, J. Zou, Z.-M. Zhuang and Q.-Y. Wang. Green tides are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world largest example. *Ecological research*, 26: 477–485, 2011.

Yin K., P. J. Harrison, J. Chen, W. Huang and P.-Y. Qian. Red tides during spring 1998 in Hong Kong: is el niño responsible? *Marine Ecology Progress Series*, 187: 289–294, 1999.

Zambrano J. and A. Carballeira. Effects of hydrocarbons on the physiology and growth of *Ulva* sp. (Chlorophyta). *Boletín Instituto Espanol de Oceanografía*, 15: 373-382, 1998.

Zertuche-González J. A., V. F. Camacho-Ibar, I. Pacheco-Ruz, A. Cabello-Pasini, L. A. Galindo-Bect, J. M. Guzmán-Calderón, V. Macias-Carranza and J. Espinoza-Avalos. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *Journal of Applied Phycology*, 21: 729–736, 2009.

Zingone A. and H. Oksfeldt Enevoldsen. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean and Coastal Management*, 43: 725–748, 2000.

### Etudes d'amélioration de la connaissance en vue de la prise de décision

Apitz S. E., M. Elliott, M. Fountain, and T. S. Galloway. European environmental management: moving to an ecosystem approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2: 80–85, 2006.

Auby I., F. Manaud, D. Maurer and G. Trut. Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer, 269 p., 1994.

Backer H., J.-M. Leppänen, A. C. Brusendorff, K. Forsius, M. Stankiewicz, J. Mehtonen, M. Pyhälä, M. Laamanen, H. Paulomäki, N. Vlasov and T. Haaranen. Helcom baltic sea action



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	91/100

plan—a regional programme of measures for the marine environment based on the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 642–649, 2010.

Belin C., D. Claisse, A. Daniel, E. Fleury, P. Le Mao, M. Marchand and M. Nedellec. Qualité du Milieu Marin Littoral Synthèse Nationale de la Surveillance Edition 2012. Rapport Ifremer, 90 p., 2011

Bernard, M. Les habitats rocheux intertidaux sous l'influence d'activités anthropiques : structure, dynamique et enjeux de conservation. *Thèse de Doctorat*, Université de Bretagne Occidentale, 378 p., 2012.

Billen G. and J. Garnier. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106: 148–160, 2007.

Blank A. 2012. Retombées atmosphériques en nutriments. *In* : Plan d'action pour le milieu marin. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale des eaux marines. Analyse pressions et impacts. pp. 199-202.

Bourrain X., E. Lebat and S. Beauvais. Analyse des sources directes et chroniques en nutriments et en matières organiques vers le milieu aquatique. *In* : Plan d'action pour le milieu marin. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale des eaux marines. Analyse pressions et impacts. pp. 172-185, 2012.

Cann. C. Etude de l'évolution des flux de phosphore apportés au littoral par un cours d'eau. Exemple du Yar en baie de Lannion. Rapport CEMAGREF, 1993.

CEVA. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport final du projet 3 du programme CIMAV, 15 p., 2010b.

CEVA. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport final du projet 3 du programme CIMAV, 60 p., 2012.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2008. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 55 p., 2009.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2009. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 45 p., 2010a.

CEVA. Contrôle de surveillance DCE 2010. Suivi des blooms de macroalgues opportunistes. Rapport final. 46 p., 2011a.

CEVA. Expertise du phénomène de prolifération algale sur les côtes vendéennes : origine des algues et des nutriments. Phase 1, 2 et 3. Rapport final avril 2011 pour le Conseil Général de Vendée. 2011b.

Crouzet P., G. Le Gall and M. Meybeck. Flux à la mer : trop d'azote, mais moins de phosphore. *Ifen*, 72 : 1-4, 2002.

Committee on the Causes and Management of Coastal Eutrophication (CCMCE). Clean coastal waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Academy Press, Washington, D.C. 405 p., 2000.

De Nadaillac G. and M. Breton. Les courants en baie de Vilaine – Synthèse des Résultats. 36 p., 1986.

EU Life algae's final report. 2001. Algae in excess-harvesting for life. English version. 16p.

GIP Loire Estuaire. Les nutriments. Rapport GIP Loire Estuaire, 2005.

In'ODE. Bulletin de liaison de l'Observatoire Départemental de l'Environnement. Eutrophisation et marées vertes – Avis du Conseil Scientifique – n°22, décembre 1999.

IPCC. Climate change 2007. Synthesis report. Contribution of working groups i, ii and iii to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (core writing team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (eds.)). Technical report, IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p., 2007.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	92/100

Kopp J. Etude du phénomène de « marée verte » affectant les baies de Lannion et de Saint-Brieuc. Rapport de synthèse juin 1977. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, 102 pages, 1977.

Letts E.A. & Richards E.H. Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commission on Sewage Disposal, 7th Report, HMSO, London. Appendix III, Section II, 1911.

Martins I. *Green macroalgae and seagrasses in a shallow eutrophic estuary, the Mondego Estuary: Dynamics, controlling factors and possible evolutionary scenarios*. PhD thesis, FCT-University of Coimbra, 2000.

Mauvais J.L. and R. Goarnisson. Etat de l'environnement sur la façade Atlantique. Bilans et perspectives. Rapport Ifremer. 140 p., 1999.

Ménesguen A. 2001. Les raisons de la sensibilité d'un site marin à l'eutrophisation. In : L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, A. Ménesguen (coord.). Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 janvier 2001, pp. 20-23.

Merceron M. Baie de Vilaine: juillet 1982 mortalité massive de poissons l'analyse des causes et des mécanismes du phénomène, les propositions d'actions. *Equinoxe*, 21: 4-9, 1989.

Moreau S., G. Bertru and C. Buson. Seasonal and spatial trends of nitrogen and phosphorus loads to the upper catchment of the river Vilaine (Brittany): relationships with land use. *Hydrobiologia*, 374: 247-258, 1998.

Nixon S.W. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219, 1995.

OSPAR. QSR eutrophisation. Technical report, 2010a.

OSPAR. 3: Strategy of the OPSAR commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic 2010-2020 (also called: The North-East Atlantic Environment Strategy). *Offshore Oil and Gas Industry Strategy*, Bergen, 2010b.

Paerl H.W. Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32: 593-601, 2009.

Piriou J.-Y., D. Coic and M. Merceron. Abatement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral, Saint-Brieuc, Ploufragan (France), 23-24 sep 1999. Rapport Ifremer, 1999.

Piriou J.-Y. Les marées vertes sur le littoral breton - bilan 1985. Rapport Ifremer, 1985.

Piriou J.-Y., A. Menesguen and J.-C. Salomon. Les marées vertes à ulves: conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*, 19: 117, 1991.

Sauriau P., B. Thouvenin, P. Le Hir, L. Maurice and L. Romana. Estuaire de la Loire: Qualité des eaux. *Rapport de synthèse de l' APEEL: 1984-1994*, 2, 1996.

Walker H. J. Man's impact on shorelines and nearshore environments: a geomorphological perspective. *Geoforum*, 15: 395-417, 1984.

Zemke-White W.L., S.R Speed. and D.J. McClary. Beach-cast seaweed: a review. New Zealand Fisheries Assessment Report. 47p., 2005.

### Documents de gestion

Dalmas D., R. Moreau, P. Quévremont and V. Frey. Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. 144 p., 2010.

DREAL. Révision des zones vulnérables à la pollution par les nitrates d'origine agricole. Révision des zones vulnérables 5ème campagne de surveillance. Rapport DREAL Centre, Délégation de bassin Loire-Bretagne, 2012.

Hering D., A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M. Elliott, C. K. Feld, A.-S. Heiskanen, R. K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A. Lyche Solheimh and W. van de Bundj. The European water



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	93/100

framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408: 4007–4019, 2010.

Hoornbeek J. A. Policy-making institutions and water policy outputs in the European Union and the United States: a comparative analysis. *Journal of European Public Policy*, 11: 461–496, 2004.

SAGE Vilaine – Commission Locale de l'eau. Note de synthèse pour la cle du 16/12/2011, Révision du SAGE Vilaine. Pollution diffuses d'origine agricole – Paramètre phosphore. 22 p., 2011

#### Documents d'audit

Chevassus-au-Louis B., B. Andral, A. Femenias and M. Bouvier. Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions. *Rapport N° 007942-01*. Paris : *Conseil général de l'environnement et du développement durable*, mars 2012.- 147 p. Conseil General de L'environnement et du Développement Durable (Cgedd); Conseil General de l'Alimentation, de l'Agriculture et des Espaces Ruraux (CGAAER), 2012.

#### Documents divers

Chrisafis A. Lethal algae take over beaches in northern France. *The Guardian*. 10 August 2009.



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	94/100

## Annexes



### Liste des personnes rencontrées dans le cadre de la mission intermédiaire MB3.

1/5	Quiberon	Sarzeau	Assérac	Mesquer	Piriac-sur-Mer	Le Croisic
Date de l'audition	4 décembre 2013	5 décembre 2013	11 juin 2013	10 juin 2013	10 juin 2013	5 juin 2013
Durée	2h	2h	2h30	2h	30min	1h30
Personnes présentes	Mme Le Reun, adjointe au maire en charge des activités maritimes	Mme Peters, conseillère municipale déléguée à l'environnement	M. Bourrigault, maire	M. Guibert, technicien territorial, responsable des services techniques	M. Blin, directeur des services techniques et de l'urbanisme	M. Roger, directeur du cadre de vie et du patrimoine
	M. Martin, directeur des services techniques	Mme Leroux, responsable des services techniques de la CCPR	M. Bonizec, directeur des services techniques	M. Ouairi, adjoint au maire, membre de la commission environnement		M. Cozic, responsable du pôle régie et plaisancier
	M. Saint Jalmes, responsable du centre technique municipal	Mme Gorel, service environnement de la CCPR	M. Legall, adjoint notamment en charge de l'environnement et ostréiculteur de profession			M. Decker, conseiller municipal en charge de l'environnement
	M. Le Bihan, garde-juré maritime du Morbihan	M. Rouillé, directeur du service aménagement de la mairie				



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	96/100

2/5	Le Pouliguen	La Baule-Escoublac	Cap Atlantique	Pornichet	Barbâtre	La Guérinière
Date de l'audition	7 juin 2013	4 juin 2013	7 juin 2013	11 juillet 2013	5 juin 2013	6 juin 2013
Durée	1h30	3h	2h	1h (téléphone)	2h30	2h
Personnes présentes	M. Quemard, adjoint au maire et directeur des services techniques	M. Lopis, adjoint technique, chargé de mission en environnement et cadre de vie	Mme Gendronneau, responsable du service qualité des milieux aquatiques  Mme Leygonie, responsable du pôle déchets	Mme Churin, responsable espaces verts, espaces naturels et propreté des plages  M. Tartoué, responsable du service propreté	M. Groizard, responsable technique  M. Pellemele, conseiller municipal	Mme Léculée, maire  Mme Leroy, service urbanisme et aménagement du territoire M. Lebreton, responsable des services techniques



3/5	L'Epine	Noirmoutier-en-l'île	La-Barre-de-Monts	Notre-Dame-de-Monts	Saint-Jean-de-Monts	Saint-Hilaire-de-Riez
Date de l'audition	4 novembre 2013	13 juin 2013	6 juin 2013	4 juin 2013	12 juin 2013	14 juin 2013
Durée	2h	2h	1h15	1h30	1h30	2h
Personnes présentes	M. Burgaudeau, 2 <sup>ème</sup> adjoint au maire et pêcheur professionnel à la retraite	M. Tijou, directeur des services techniques	M. Prouteau, directeur général des services	M. Arnault, responsable des services techniques	M. Arnaud, directeur des services techniques	M. Cosic, directeur des services techniques
		M. Thibaud, responsable voirie  M. Thibaud, élu en charge de la voirie et de l'environnement	M. Robard, adjoint au maire	Mme Button, adjointe à l'environnement	Mme Chiron, chargé de mission environnement	M. Jolly, élu en charge de l'environnement littoral



4/5	Les-Sables-d'Olonne	Château-d'Olonne	Talmont-Saint-Hilaire	Jard-sur-Mer	Saint-Vincent-sur-Jard	La Tranche-sur-Mer
Date de l'audition	12 juin 2013	13 juin 2013	14 juin 2013	18 juin 2013	17 juin 2013	17 juin 2013
Durée	3h30	2h	2h30	2h	2h	1h
Personnes présentes	M. Savineau, technicien voirie	M. Mainette, directeur des services techniques  Mme Bourreau, chargée des espaces naturels M. Vergne, responsable du service environnement	M. Verfaillie, élu en charge de l'environnement  Mme Skopal-Papin, chargée de mission environnement  M. Trichet, adjoint au maire chargé de la sécurité, de l'animation et du tourisme	Mme Gréau, maire  M. Robin, agent des services techniques	M. Chabot, maire  Mme Lataste, secrétaire générale de mairie M. Ravon, adjoint au maire  M. Ponaud, agent des services techniques M. Lesaux, conseiller municipal	M. Dupuis, directeur des services techniques  M. Renaud, directeur du développement structurel  M. Gautier, élu en charge de la sécurité



5/5	La Faute-sur-Mer	Rivedoux-Plage	La Flotte	Saint-Martin-de-Ré	Loix	Les Portes-en-Ré	Saint-Clément-des-Baleines
Date de l'audition	18 juin 2013	20 juin 2013	19 juin 2013	19 juin 2013	20 juin 2013	10 juillet 2012	21 juin 2013
Durée	1h30	1h45	1h30	2h	1h30	1h30 (téléphone)	2h
Personnes présentes	M. Etienne, directeur technique, ancien moniteur de char à voile et plaisancier	M. Raffarin, maire  M. Bouyer, maire-adjoint en charge notamment de l'environnement  M. Lévêque, ancien maire-adjoint, ancien ostréiculteur	M. Tivenin, premier adjoint en charge du ramassage des plages et ancien ostréiculteur  M. David, responsable des services techniques  Mme Bonnaud, directrice générale des services	M. Perlade, responsable technique  M. Lemaître, responsable de la propreté et pêcheur de loisir	M. Boussaton, adjoint au maire chargé de l'environnement, pêcheur en mer et à pied	M. Bellouard, conseiller municipal délégué à la défense des côtes et à l'environnement	M. Durrbach, responsable technique, ancien sauveteur côtier, pêcheur à pied et chasseur sous-marin



 	<b>Rapport de synthèse de l'étude</b>	Réf.	CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3
		Date	20/01/2015
		Page	100/100

## Glossaire

AB : algue brune

Allélopathiques : composés chimiques sécrétés par un organisme ayant pour effet d'inhiber la croissance d'un ou plusieurs organismes à proximité.

AV : algue verte

AR : algue rouge

E : est

Estran : zone de balancement des marées, découverte à marée basse.

Infralittoral : zone se situant au-delà des basses mers.

Marées vertes : prolifération de macroalgues vertes. Ces macroalgues sont généralement des ulves en lame dans les baies classiquement touchées en Bretagne mais peuvent également être des algues vertes filamenteuses sur les vasières ou les platiers rocheux. On distingue trois types de marées vertes : les marées vertes à ulves dérivantes (classiquement observées dans certaines baies sableuses bretonnes), les marées vertes de vasières (zones estuariennes, algues plus ou moins envasées) et les marées vertes d'arrachage (une partie de la croissance se produit à l'état fixé sur les platiers rocheux).

Platier : étendue rocheuse de la zone d'estran ou infralittorale.

O : ouest

N : nord

S : sud

Scatterplot : diagramme mathématique utilisant les coordonnées cartésiennes de deux variables pour représenter un ensemble de données.

STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

