



- (1) Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes côtiers - Laboratoire Environnement Ressources du Languedoc Roussillon
- (2) UMR 5119, Univ Montpellier 1 & 2, CNRS, IRD, Ifremer

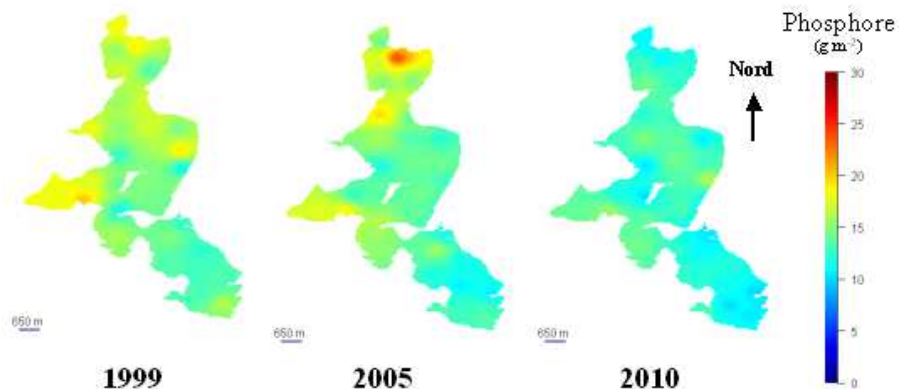
Vincent Ouisse<sup>(1)</sup>  
Annie Fiandrino<sup>(1)</sup>  
Rutger de Wit<sup>(2)</sup>  
Nathalie Malet<sup>(1)</sup>

Août 2013 – RST/LERLR 13-09



# Restauration des écosystèmes lagunaires : évaluation du rôle du sédiment et des herbiers à phanérogames

Rapport final du Contrat n°2012 1835



Evolution des stocks de phosphore dans le sédiment entre 1999 et 2010 dans la lagune de Bages-Sigean

## Fiche documentaire

<b>Numéro d'identification du rapport</b> : RST/LERLR 13-09		<b>date de publication</b> : 01/10/2013
<b>Diffusion</b> : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		<b>nombre de pages</b> : 38p
<b>Validé par</b> : Marc Bouchoucha		<b>bibliographie</b> : oui
Adresse électronique : marc.bouchoucha@ifremer.fr		<b>illustration(s)</b> : oui
		<b>langue du rapport</b> : Français
<b>Titre de l'article</b>		
Contrat n°2012-1825      Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
<b>Auteur(s) principal(aux)</b> :	<b>Organisme / Direction / Service, laboratoire</b>	
Vincent Ouisse	Ifremer/ODE/UL/LER-LR	
Annie Fiandrino	Ifremer/ODE/UL/LER-LR	
Rutger de Wit	UMR5119-Univ. Montp1&2, CNR, IRD	
Nathalie Malet	Ifremer/ODE/UL/LER-PAC	
<b>Encadrement(s)</b> :		
<b>Cadre de la recherche</b> :		
<b>Destinataire</b> :		
<b>Résumé</b>		
<p>Les politiques publiques mises en place pour la reconquête de la bonne qualité des écosystèmes lagunaires se sont attachées à réduire les intrants d'éléments nutritifs (N et P). Cependant, au cours des 30 dernières années, les lagunes ont stocké d'importantes quantités de ces éléments, notamment dans les sédiments. Par conséquent, ce stock sédimentaire est de nature à freiner la restauration des milieux lagunaires (hystérésis) et à retarder l'atteinte du bon état écologique (Directive Cadre sur l'Eau). Six stations réparties le long du gradient d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes ont été suivies en avril, juillet et novembre 2012 afin d'estimer les flux biogéochimiques à l'interface entre le compartiment benthique et la colonne d'eau. Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet mettent en évidence le rôle central du compartiment benthique dans les processus de restauration des lagunes méditerranéennes puisque les stations les plus eutrophisées alimentent en nutriments la colonne d'eau tout au long de l'année. En considérant une exportation de matière faible liée aux échanges de masses d'eau limités avec la mer, le temps de restauration des lagunes méditerranéennes vis-à-vis de l'eutrophisation semble long pour l'azote (entre 50 et 100 ans) et pourrait même dépasser 170 ans dans 50% des cas pour le phosphore.</p>		
<b>Mots-clés</b>		
Restauration des milieux lagunaires, Eutrophisation, Flux biogéochimiques, Azote, Phosphore, Herbier, Sédiment		

# SOMMAIRE

<b>1.</b>	<b>CONTEXTE GENERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>OBJECTIFS TECHNIQUES ET SCIENTIFIQUES .....</b>	<b>3</b>
<b>3.</b>	<b>EMPRISE SPATIALE DE L'ETUDE .....</b>	<b>3</b>
<b>4.</b>	<b>METHODOLOGIES MISES EN PLACE .....</b>	<b>5</b>
4.1.	ESTIMATION DES STOCKS D'AZOTE ET DE PHOSPHORE DANS LE SEDIMENT .....	5
4.2.	ESTIMATION DES FLUX ENTRE LE COMPARTIMENT BENTHIQUE ET LA COLONNE D'EAU .....	6
4.3.	ESTIMATION DU TEMPS DE RESTAURATION DU SEDIMENT .....	8
<b>5.</b>	<b>ESTIMATION DES STOCKS SEDIMENTAIRES D'AZOTE ET DE PHOSPHORE .....</b>	<b>11</b>
5.1.	EVALUATION DES STOCKS SEDIMENTAIRES A PARTIR D'UNE BASE DE DONNEES EXISTANTE.....	11
5.2.	INCERTITUDES SUR L'ESTIMATION DES STOCKS .....	14
5.3.	VARIATION DES STOCKS SEDIMENTAIRES A PETITE ECHELLE – DONNEES EXPERIMENTALES RESTOLAG .....	16
<b>6.</b>	<b>ECHANGES D'AZOTE ET DE PHOSPHORE ENTRE LE COMPARTIMENT BENTHIQUE ET LA COLONNE D'EAU .....</b>	<b>21</b>
6.1.	ETAT DE L'ART .....	21
6.2.	BILAN DES CAMPAGNES RESTOLAG.....	21
6.3.	VARIATIONS A L'ECHELLE INTRA-JOURNALIERE .....	22
6.4.	BILAN JOURNALIER DES FLUX DE NUTRIMENTS .....	24
<b>7.</b>	<b>SCENARIOS "TYPES" DE RESTAURATION DES LAGUNES MEDITERRANEENNES.....</b>	<b>27</b>
7.1.	DEFINITION DE L'ETAT RESTAURE DU SEDIMENT .....	27
7.2.	HYPOTHESES POUR LE CALCUL DU TEMPS DE RESTAURATION.....	27
7.3.	CALCULS DES TEMPS DE RESTAURATION.....	27
7.4.	TEMPS DE RESTAURATION DES LAGUNES MEDITERRANEENNES .....	29
7.5.	LIMITES D'UTILISATION .....	32
<b>8.</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES DU PROJET .....</b>	<b>35</b>
<b>9.</b>	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>37</b>



## 1. Contexte général

L'accroissement des apports d'azote et de phosphore provenant des bassins versants, notamment depuis les années 1960 et l'augmentation des activités anthropiques, est reconnue comme étant la cause majeure de la dégradation environnementale des écosystèmes côtiers (Cloern, 2001). Sur la façade méditerranéenne, les lagunes sont particulièrement touchées par ces phénomènes d'eutrophisation qui conduisent à de profondes modifications de la structure, du fonctionnement et des services que rendent ces écosystèmes. Depuis 2000, la Région Languedoc-Roussillon, l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse et l'Ifremer ont mis en place le Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) afin d'évaluer et suivre l'évolution de l'état de 24 lagunes du Languedoc-Roussillon vis-à-vis de l'eutrophisation. La prise de conscience des risques liés à la dégradation de la qualité des milieux lagunaires a abouti à la mise en oeuvre d'actions de gestion visant à réduire les apports en nutriments. Cependant, le temps nécessaire à la restauration de ces milieux dégradés en vue d'atteindre le bon état écologique au sens de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) demeure inconnu.

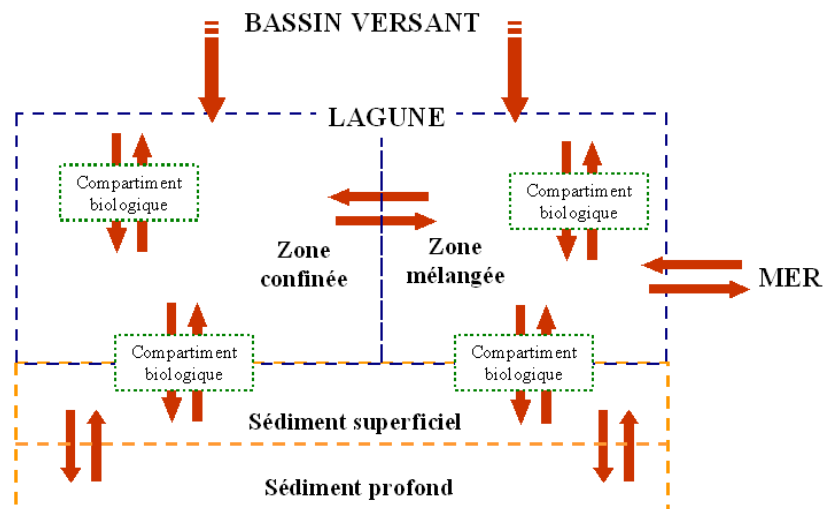


Figure 1 : Représentation conceptuelle des échanges de matière au sein d'une lagune.

Les phénomènes de restauration en milieu côtier se caractérisent par une hystérésis, à savoir une restauration partielle ou complète impliquant des processus différents et généralement plus longs que les mécanismes rapides de dégradation (Elliott et al., 2007; Duarte et al., 2009). Cette hystérésis s'explique par un fonctionnement complexe de l'écosystème impliquant l'ensemble des compartiments physiques, chimiques et biologiques qui joue un rôle dans les cycles de matière (Figure 1). En milieu lagunaire, le temps de restauration va dépendre :

1. de la structure et du fonctionnement des communautés. Selon Scheffer and van Nes (2007), l'existence d'états stables multiples liés aux successions des communautés benthiques et pélagiques modifie les cycles de matière au sein des écosystèmes. Les organismes joueraient ainsi un rôle central en immobilisant les nutriments

disponibles, limitant ainsi la croissance des espèces opportunistes. L'impact sur le temps de restauration dépendra de leur capacité à stocker durablement l'azote et le phosphore.

2. du relargage sédimentaire connu sous le terme de charge interne, qui remet des nutriments accumulés provenant des apports excessifs passés à disposition des autres compartiments de l'écosystème (colonne d'eau, macro et micro-algues), ralentissant ainsi les effets des mesures de réduction des charges externes (apports du bassin versant, Søndergaard et al., 2003; Jeppesen et al., 2007). Ces échanges entre le compartiment benthique et la colonne d'eau seraient en particulier influencés par l'activité biologique des espèces structurantes des lagunes méditerranéennes (bioturbation, oxygénation...).
3. de la capacité à exporter l'azote et le phosphore excédentaires vers les milieux ouverts. Les modèles hydrodynamiques, qui permettent de définir les temps caractéristiques des masses d'eaux (Geyer et al., 2000; Monsen et al., 2002), offrent également la possibilité de distinguer les "zones de mélange" (où les eaux saumâtres et les eaux marines sont rapidement et efficacement mélangées) des secteurs plus confinés de la lagune (Fiandrino et al., en préparation, Figure 1). Dans les secteurs confinés, l'assimilation des nutriments par les producteurs primaires sera plus efficace que dans les zones de mélange où une partie des nutriments sera exportée vers l'extérieur avant d'être consommée. Les quantités d'azote et de phosphore que l'écosystème sera susceptible d'exporter dépendront d'une part, de la répartition des charges en azote et phosphore au sein de ces deux secteurs distincts et d'autre part, des formes (dissoutes, particulières, minérales ou organiques) sous lesquelles ces charges sont présentes dans la zone de mélange.

L'étude comparative de vingt lagunes méditerranéennes françaises a montré que les lagunes les plus eutrophisées sont « limitées » par l'azote et que les lagunes les plus oligotrophes sont limitées par le phosphore (Souchu et al., 2010). L'étude de la restauration des lagunes doit prendre en compte les possibilités de limitation par ces deux éléments et l'étude d'une source interne d'azote et phosphore provenant du sédiment s'avère donc particulièrement pertinente. La dynamique des stocks sédimentaires d'azote est affectée par les apports en matière organique (ammonification) et les flux d'azote inorganique dissout à l'interface eau-sédiment (Eyre and Ferguson, 2002; Eyre et al., 2011) mais également par des processus de conversion et d'échange entre les formes volatiles et fixées impliquant les voies microbiennes aérobies et anaérobies (nitrification/dénitrification et anammox). La biogéochimie du phosphore dans le sédiment est plus complexe encore du fait qu'il soit présent sous plusieurs formes : l'orthophosphate dissout dans l'eau interstitielle, les phosphates combinés et adsorbés avec différentes formes du fer et du calcium, les fractions organiques dissoutes et particulières. Les conditions redox du milieu vont gouverner le devenir des formes combinées et adsorbées et privilégier, en milieu oxygène, leur rétention dans le sédiment sous forme minérale ou à l'inverse, en milieu anoxique, leur relargage sous forme d'orthophosphates vers la colonne d'eau (de Wit et al., 2001).

## 2. Objectifs techniques et scientifiques

Le projet RESTOLAG se focalise sur les processus impliqués dans le devenir des charges internes en azote et phosphore et la potentialité des herbiers à favoriser la réduction de ces charges à des niveaux acceptables.

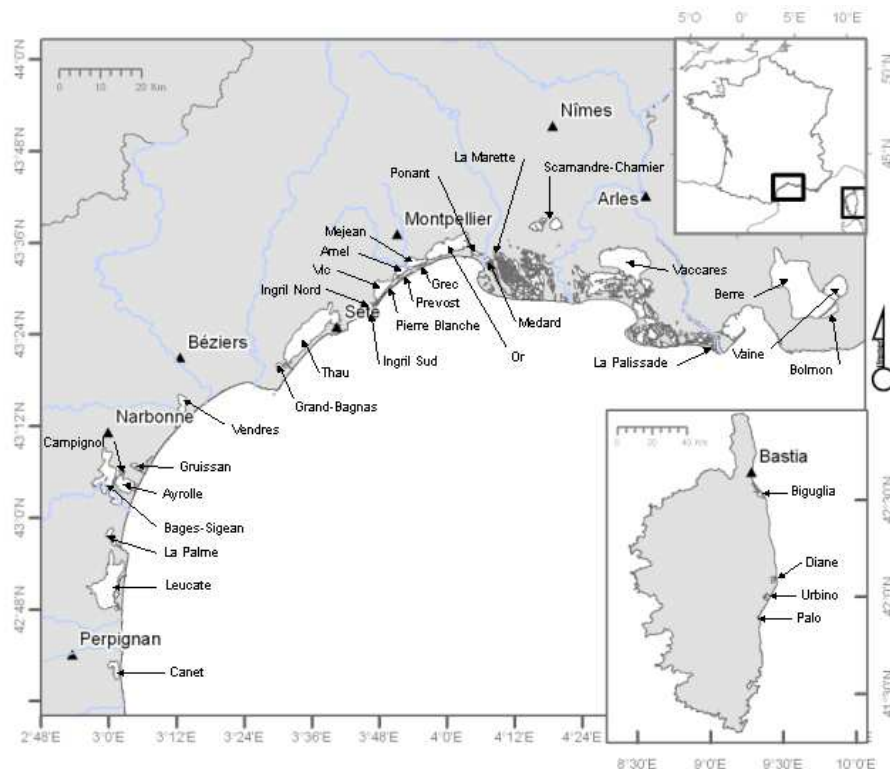
En pratique, les résultats participeront à l'estimation du temps de restauration des lagunes méditerranéennes françaises.

Ce travail se décline en trois tâches :

1. Evaluer les stocks d'azote et de phosphore dans les sédiments des lagunes méditerranéennes françaises.
2. Evaluer la cinétique de transfert de l'azote et du phosphore entre le sédiment et la colonne d'eau en s'attachant à décrire leurs variations journalières et saisonnières.
3. Définir des scénarios " types " de stocks sédimentaires, de flux benthiques d'azote et de phosphore et de couverture par les herbiers, et estimer pour chacun d'eux le temps nécessaire pour réduire les charges internes à des niveaux de référence.

## 3. Emprise spatiale de l'étude

Ce projet concerne l'ensemble des masses d'eau lagunaires méditerranéennes françaises (Figure 2), soit 32 lagunes réparties le long du linéaire côtier. Ces masses d'eau représentent une superficie totale d'environ 560 km<sup>2</sup>.



**Figure 2 :** Carte des lagunes méditerranéennes françaises concernées par le projet RESTOLAG. Les caractéristiques des lagunes sont données dans le Tableau 1. Représentation conceptuelle des échanges de matière au sein d'une lagune.

L'étude s'appuie sur les données récoltées entre 1999 et 2012 dans le cadre de la DCE et issues principalement du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL, 22 lagunes) et du Réseau des Lagunes Corses (RLC, 4 lagunes). Ces masses d'eau sont hétérogènes que ce soit en termes de surface, de profondeur et d'effort de suivi (nombre de suivi et nombre de stations suivies, Tableau 1).

**Tableau 1 :** Caractéristiques des lagunes méditerranéennes françaises présentées sur la Figure 2. Profondeur moyenne (m), Surface (km<sup>2</sup>), Nombre de station de suivi par lagune (Nb) et année du dernier diagnostic du sédiment.

Code DCE	Lagune	Prof.	Surf.	Nb	Année
FRDT11b	ARNEL	0,7	5,9	9	2012
FRDT05a	AYROLLE	0,7	13,4	14	2010
FRDT04	BACES-SICEAN	1,5	37,7	36	2010
FRDT15a	BERRE	6,0	132,5	21	2011
FRET01	BIGUGLIA	1,0	13,8	15	2003
FRDT15c	BOLMON	1,4	6,0	1	2009
FRDT05b	CAMPIGNOL	0,8	1,0	4	2010
FRDT01	CANET SAINT-NAZAIRE	0,7	6,5	15	2012
FRET02	DIANE	5,3	5,4	15	2003
FRDT09	GRAND-BAGNAS	0,5	1,7	4	2002
FRDT11b	GREC	0,4	1,1	8	2012
FRDT06a	GRUISSAN	0,7	1,4	3	2010
FRDT11c	INGRIL NORD	0,8	3,2	5	2011
FRDT11c	INGRIL SUD	0,8	3,6	9	2011
FRDT13e	LA MARETTE	0,7	1,3	6	2007
FRDT14c	LA PALISSADE	0,3	3,0	1	2009
FRDT03	LA PALME	0,8	6,1	12	2007
FRDT02	LEUCATE	2,1	52,7	38	2009
FRDT13c	MEDARD	0,6	1,4	4	2002
FRDT11b	MEJEAN	0,8	7,2	13	2012
FRDT11a	OR	1,1	31,8	15	2010
FRET04	PALO	0,8	1,1	—	2003
FRDT11c	PIERRE BLANCHE	0,6	3,3	10	2011
FRDT12	PONANT	2,4	1,9	7	2002
FRDT11b	PREVOST	0,9	2,4	10	2012
FRDT13h	SCAMANDRE-CHARNIER	1,4	12,2	2	2009
FRDT10	THAU	4,3	68,0	36	2008
FRET03	URBINO	5,1	7,6	18	2003
FRDT14a	VACCARES	1,4	101,3	23	2003
FRDT15b	VAINE	2,0	22,6	1	2009
FRDT08	VENDRES	0,6	6,6	10	2002
FRDT11c	VIC	1,1	12,0	13	2011

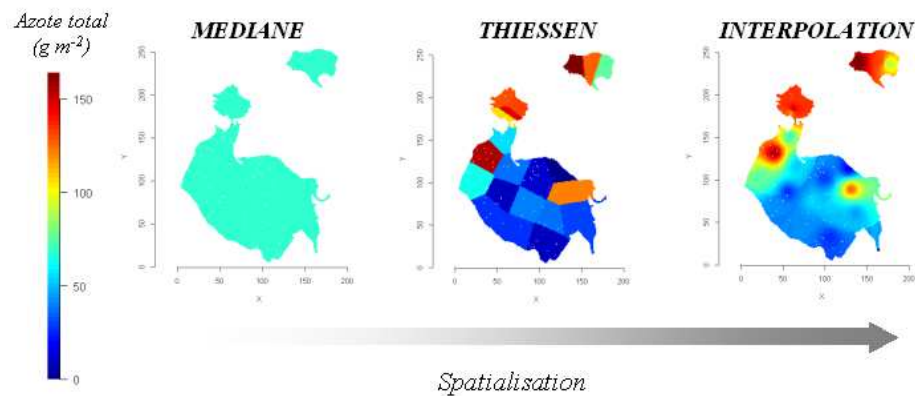


## 4. Méthodologies mises en place

### 4.1. Estimation des stocks d'azote et de phosphore dans le sédiment

Selon la taille de la lagune, une ou plusieurs stations ont été échantillonnées dans le cadre du RSL (5 cm de profondeur, Tableau 1). Afin de calculer les stocks sédimentaires intégrés sur les 5 cm de chaque lagune, trois méthodes statistiques (Figure 3) ont été appliquées :

1. *Médiane* Cette méthode, simple à mettre en place, permet d'obtenir une valeur représentative de chaque lagune (valeur centrale). En revanche, elle ne rend pas compte de l'hétérogénéité spatiale des stocks. Cette méthode est utilisable lorsqu'une seule station est échantillonnée.
2. *Polygone de Thiessen* Cette méthode consiste à représenter spatialement les stocks en attribuant à chaque station un polygone d'influence. Lorsqu'une seule station est disponible, le polygone constitue toute la lagune.
3. *Interpolation inverse distance* Comme la méthode précédente, elle consiste à représenter spatialement les stocks mais en attribuant à chaque maille la concentration mesurée aux points les plus proches pondérée par l'inverse de sa distance. Cette méthode a l'avantage de prendre en compte le maximum d'information disponible et de lisser la variabilité spatiale des stocks.



**Figure 3 :** Exemple de résultats obtenus sur les petits étangs Narbonnais (Ayrolle, Gruissan et Campagnol) par la méthode (gauche) des médianes, (centre) des polygones de Thiessen et (droite) de l'interpolation inverse distance.

Au vu de l'hétérogénéité des données disponibles sur l'ensemble des lagunes (nombre de stations de suivi, Tableau 1), les stocks sédimentaires d'azote et de phosphore ont été calculés via la méthode des médianes. Lorsqu'une seule donnée est disponible, la valeur est directement utilisée et considérée comme représentative de la teneur dans le sédiment de la lagune étudiée. La méthode d'interpolation inverse distance est utilisée ici pour illustrer les limites d'une estimation des stocks sédimentaires par la méthode des médianes en prenant l'exemple de la lagune de Bages-Sigean (développé dans la section 5.2). En revanche, les résultats obtenus avec la méthode des polygones de Thiessen ne seront pas présentés dans ce rapport.

## 4.2. Estimation des flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau

### 4.2.1. Choix des sites d'étude

Afin d'estimer les échanges d'azote et de phosphore entre le compartiment benthique et la colonne d'eau sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes, **6 sites au sein de 3 lagunes** du Languedoc-Roussillon ont été sélectionnés pour les campagnes terrain (Figure 4). Ils sont représentatifs de l'état du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation rencontré au sein des lagunes méditerranéennes françaises (Figure 5), cet état ayant été défini depuis moins de 6 ans.

1. *Ayrolle* : Un site (**AYR**, Figure 5) a été sélectionné au milieu de cette lagune non eutrophisée (très bon état, faible teneur en azote et phosphore total) dont la profondeur est d'environ 1 m. Le sédiment est colonisé par des herbiers à *Zostera noltii* et à *Zostera marina*.
2. *Bages* : **Trois** sites ont été sélectionnés au sein de cette lagune en cours de restauration depuis plusieurs années (*cf* Figure 10). Le premier, dans la partie Sud (très bon état - **BGS**, Figure 5) est dominé par des herbiers à *Zostera marina*, le second, dans la partie médiane (bon état - **BGM**, Figure 5) est dominé par des herbiers à *Zostera marina* et enfin le troisième (état moyen - **BGN**, Figure 5) où le sédiment est dépourvu de macrophytes.
3. *Méjean* : **Deux** sites eutrophisés ont été sélectionnés, un dans la partie Ouest de la lagune (état mauvais - **MEW**, Figure 5) et l'autre dans la partie Est (état médiocre - **MEE**, Figure 5).

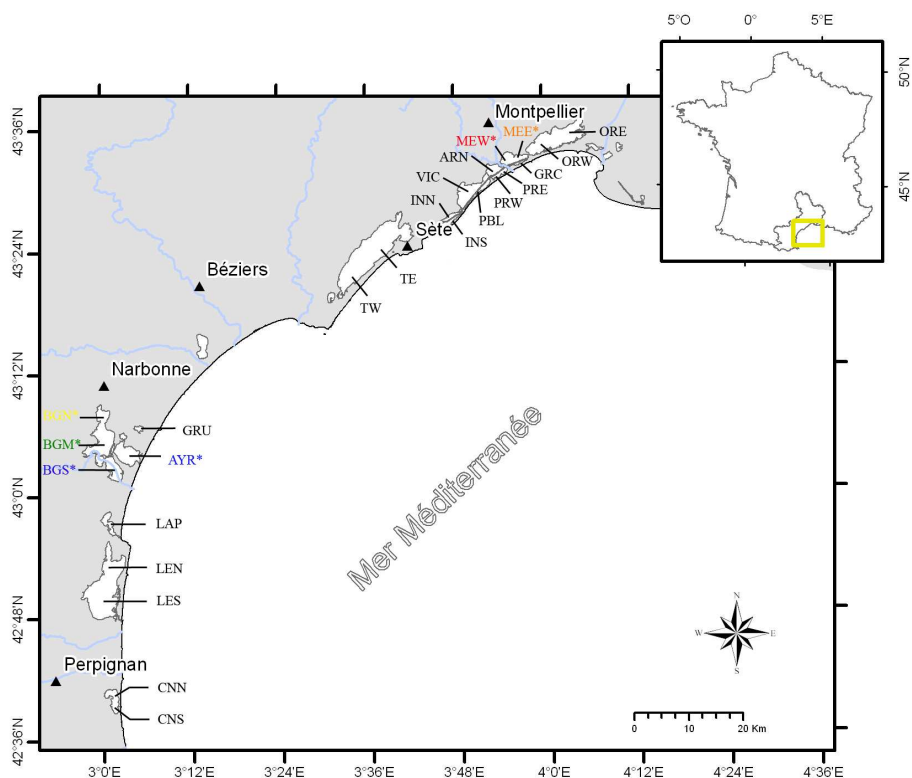
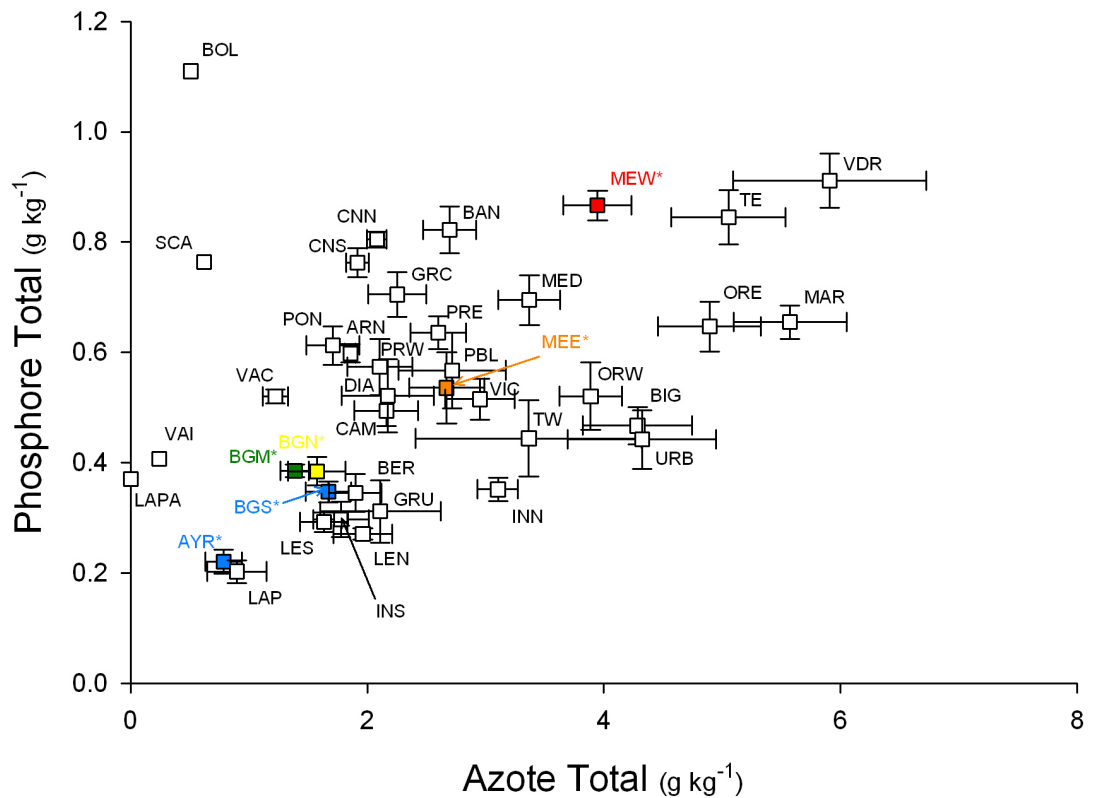


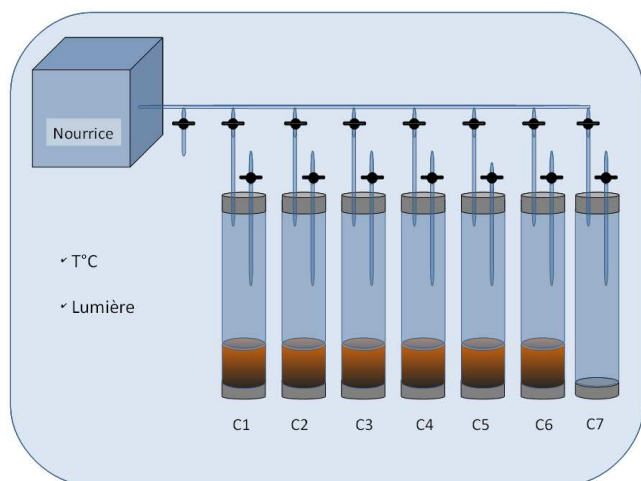
Figure 4 : Carte des stations échantillonnées (code couleur) pour l'étude des flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau.



**Figure 5 :** Etat (moyenne et erreur standard) du sédiment (azote et phosphore total) des lagunes vis à vis de l'eutrophisation lors du dernier diagnostic RSL (Tableau 2).

#### 4.2.2. Expérimentations de terrain

Pour connaître le sens et l'intensité des échanges entre le sédiment et la colonne d'eau, la méthode d'incubation *ex-situ* à l'aide de carottes sédimentaires a été sélectionnée. Cette méthode, couramment utilisée pour quantifier l'intensité des échanges à l'interface eau sédiment (Denis et al., 2001; Eyre and Ferguson, 2005, par exemple), permet d'isoler une partie de l'écosystème (compartiment benthique et colonne d'eau) en perturbant *a minima* le système. Cette méthode a également l'avantage de permettre le contrôle des variables forçantes telles que la lumière et la température au cours de l'expérience. En revanche, la surface échantillonnée par carotte est réduite et ne permet pas d'intégrer la variabilité spatiale du compartiment benthique. Pour pallier cet inconvénient, six carottes (15 cm de profondeur de sédiment plus 50 cm d'eau) ont été prélevées sur chaque site puis stockées, sans perturbation, dans des conditions proches de température et de lumière de celles du milieu pendant au moins 8h afin de favoriser la re-sédimentation (retour à des conditions proches de celles du milieu en l'absence de vent). Au laboratoire, les carottes sont incubées dans un système permettant de contrôler la lumière et la température. Une carotte supplémentaire (Carotte 7), entièrement remplie d'eau, a été utilisée comme témoin. Chaque carotte est fermée hermétiquement et raccordée à une réserve d'eau, appelée nourrice (Figure 6).



**Figure 6 :** Dispositif expérimental comprenant 6 carottes sédimentaires (compartiment benthique + colonne d'eau), 1 carotte "colonne d'eau" (remplie d'eau du site), 1 nourrice (remplie d'eau du site). L'ensemble est raccordé afin de former un système clos. La température et la lumière sont contrôlées au cours de l'expérience (moyenne et erreur standard) du sédiment (azote et phosphore total) des lagunes vis à vis de l'eutrophisation lors du dernier diagnostic (Tableau 2).

L'expérimentation se déroule sur 20h : 10h à l'obscurité puis 10h à lumière saturante ( $> 400 \mu\text{mol de Photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) à une température proche de celle du milieu. Toutes les cinq heures, la concentration en nutriments (ammonium, nitrite, nitrate, phosphate, silicate, azote et phosphore total dissout), ainsi que la teneur en oxygène dissout sont déterminées dans chaque carotte. Le volume nécessaire à ces analyses est compensé par l'arrivée d'un volume équivalent au volume prélevé dans chaque carotte provenant de la nourrice, maintenant ainsi un volume constant sans échange avec l'air (Figure 6).

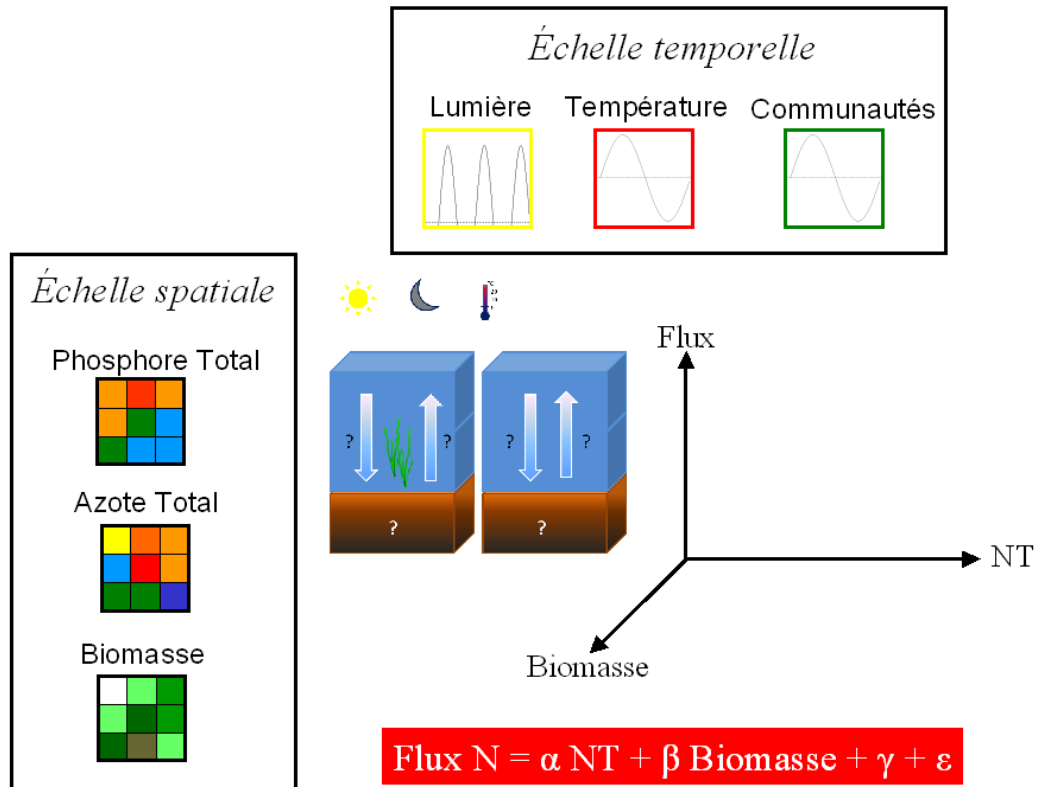
A la fin de l'expérience, chaque carotte est découpée en 5 niveaux (0-0,5 cm, 0,5-1 cm, 1-1,5 cm, 1,5-2 cm et 2-5 cm) afin de déterminer la teneur en azote et phosphore total dans chaque niveau de sédiment de chaque carotte. Les stocks sédimentaires sont exprimés en  $\text{g m}^{-2}$  en utilisant la densité et la teneur en eau calculées sur chaque échantillon.

#### 4.2.3. Calculs des flux

Le flux d'azote et de phosphore dissout entre le compartiment benthique et la colonne d'eau est défini comme la différence de concentration dans l'eau entre deux temps de mesure en tenant compte de la dilution. Par convention, un flux positif (augmentation de la concentration) correspond à un relargage plus important que le piègeage. Un flux négatif (diminution de la concentration) correspond à un piègeage plus important que le relargage. Les flux sont exprimés en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour les flux horaires ou en  $\text{mg m}^{-2} \text{j}^{-1}$  pour les flux journaliers et le calcul du temps de restauration du sédiment.

### 4.3. Estimation du temps de restauration du sédiment

Cette dernière partie constitue la sortie opérationnelle du projet. La relation entre les flux benthiques (entre le compartiment benthique et la colonne d'eau), les stocks sédimentaires (teneur en azote total ou phosphore total), la biomasse des producteurs primaires, la température (trois saisons de mesure) et la lumière (cycle jour - nuit) est établie à partir des résultats obtenus dans la partie 6 selon le schéma présenté dans la Figure 7. **Cette relation permet ensuite de calculer (1) les flux benthiques sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes à partir des stocks calculés dans la partie 5 afin (2) d'estimer le temps de restauration du sédiment.**



**Figure 7 :** Représentation conceptuelle de la mise en équation des flux benthiques en fonction des variables du milieu (concentration en nutriment, biomasse des producteurs primaires). La lumière (alternance jour/nuit) sera également intégrée dans ces modèles

Deux scénarios sont testés :

1. **Dans un premier temps**, le temps de restauration est calculé à partir des relations établies précédemment en considérant un **export total (100%)** de la matière relarguée par le compartiment benthique hors de la lagune. Le temps de restauration correspond au temps nécessaire pour atteindre un stock seuil de nutriment dans le sédiment.
2. **Dans un deuxième temps** cette même méthode est appliquée en considérant un **export partiel** et plus réel (5%, valeur moyenne estimée à partir de l'étude Echanges Mer-Lagune, Fiandrino et al., 2012) de la matière relarguée hors de la lagune.

Enfin, à **titre de comparaison**, les résultats des simulations seront confrontés aux estimations faites à partir de **l'évolution des stocks sédimentaires entre deux diagnostics RSL**. Dans cette méthode le temps de restauration correspond alors au temps nécessaire pour atteindre un stock seuil de nutriment dans le sédiment en admettant que l'évolution dans le futur soit constante et égale à l'évolution passée entre les deux derniers diagnostics RSL. Cette dernière méthode, intègre les apports et la capacité du milieu à exporter.



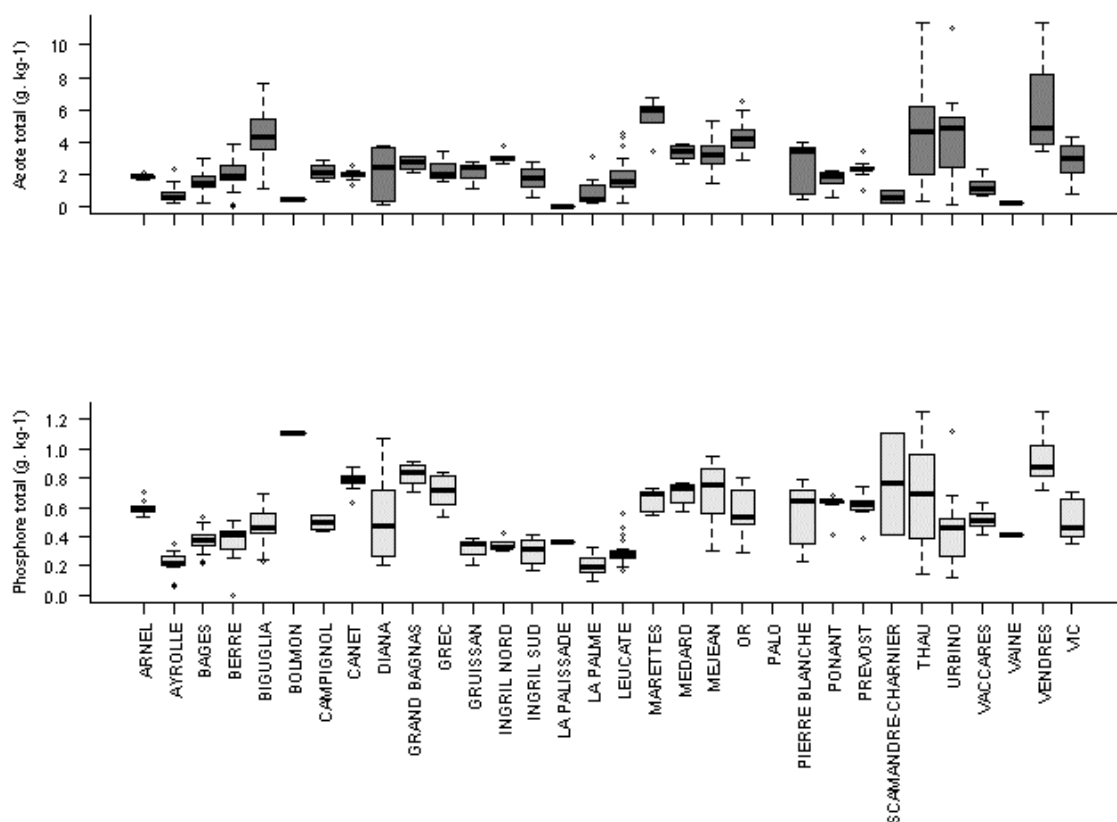
## 5. Estimation des stocks sédimentaires d'azote et de phosphore

### 5.1. Evaluation des stocks sédimentaires à partir d'une base de données existante

Les données des stocks sédimentaires sont acquises dans le cadre du RSL tous les 5 à 6 ans sur chaque lagune. En admettant que les concentrations en azote et en phosphore total dans le compartiment benthique ne varient pas de manière instantanée mais sur des temps plus longs, il semble donc acceptable de se baser sur les données acquises ces 6 dernières années pour estimer les stocks actuels. Pour les lagunes dont les données sont plus anciennes (2002 et 2003, cf Tableau 1), l'erreur d'estimation possible sur les stocks sédimentaires sera d'autant plus importante.

Les concentrations en azote et phosphore total dans les sédiments (intégré sur 5 cm de profondeur) des lagunes méditerranéennes françaises sont hétérogènes (Figure 8) avec des valeurs allant de 0,20 (Station 2 à Ayrolle en 2010) à 11,35 g kg<sup>-1</sup> (Station 60 à Thau en 2008) pour l'azote total et de 0,065 (Station 10 à Ayrolle en 2010) à 1,249 g kg<sup>-1</sup> (Station 18 à Thau en 2008) pour le phosphore total. Bien que le sédiment de Thau paraisse le plus enrichi en azote et phosphore total, la variabilité spatiale y est importante et est attribuée en partie à la profondeur (zone d'atterrissement) et aux pratiques culturales de la lagune (tables conchylicoles en particulier). Les lagunes du complexe lagunaire palavasien (Arnel, Grec, Ingril, Mejean, Pierre blanche, Prévost et Vic) sont également parmi les plus eutrophisées (Figure 8). Ces lagunes, directement connectées avec le canal du Rhône à Sète et le Lez (cours d'eau traversant l'agglomération de Montpellier), ont été soumises par le passé, à d'importants apports en azote et phosphore provenant des stations d'épuration en amont (en particulier celle de l'agglomération de Montpellier). Depuis 2006 et la mise en place d'un émissaire dans le golfe d'Aigues-Mortes permettant le rejet au large des eaux issues de la station de traitement des eaux de l'agglomération de Montpellier, les apports provenant du Lez ont été considérablement diminués (595 µM pour le NT et 24µM pour PT dans la colonne d'eau en juillet 2005 à 28,5 µM pour le NT et 2,9 µM pour PT dans la colonne d'eau en juillet 2010, Ifremer, 2006, 2012). Les concentrations mesurées aujourd'hui dans le sédiment sur ces lagunes (2011 ou 2012) mettent ainsi en évidence l'inertie du compartiment benthique vis à vis du destockage de l'azote et du phosphore. Le sédiment est devenu une source potentielle d'azote et de phosphore pour les organismes autotrophes et le transfert des nutriments entre le sédiment et la colonne d'eau est encore mal connu, en particulier pour des sédiments particulièrement eutrophisés.

Concernant les lagunes de Bolmon, Scamandre-Charnier et Vaine, il existe un déséquilibre important entre les teneurs en azote et phosphore total dans les sédiments avec des ratios NT/PT inférieurs à 1 (0,46 pour Bolmon, 0,74 pour Scamandre-Charnier et 0,59 pour Vaine) alors que le ratio moyen est de  $4,57 \pm 2,61$  pour l'ensemble des lagunes méditerranéennes. Ces ratios relativement faibles traduisent soit un enrichissement en phosphore total dans le sédiment (Figure 8) pouvant provenir d'apports excessifs (naturels ou anthropiques) provenant du bassin versant, soit un problème sur la qualité des données disponibles (peu de station dans chacune de ces lagunes).



**Figure 8 :** Concentration en azote (haut) et en phosphore total (bas, en  $\text{g kg}^{-1}$ ) mesurée dans le sédiment des lagunes méditerranéennes françaises. L'année de mesure ainsi que le nombre de station sont indiqués dans le Tableau 1

Ces données, exprimées en  $\text{g kg}^{-1}$  de poids sec de sédiment, nous donnent des informations importantes sur l'hétérogénéité des teneurs au sein d'une même lagune. Cependant, la nature du sédiment (teneur en eau et densité), propre à chaque lagune voire même à chaque station, va gouverner en partie l'échange de matière dissoute entre le sédiment et la colonne d'eau, rendant ces stocks de nutriments plus ou labiles. Nous avons donc proposé ici d'exprimer les stocks d'azote et de phosphore dans le sédiment en  $\text{g m}^{-2}$  intégré sur 5 cm (utilisation de la teneur en eau du sédiment de chaque station et d'une densité constante de  $1200 \text{ kg m}^{-3}$ , Tableau 2) ce qui donne la possibilité d'une part de comparer les stocks sédimentaires entre lagunes en tenant compte de la teneur en eau du sédiment et d'autre part de calculer des relations flux – stocks qui seront ensuite utilisées dans les modèles de bilan pour estimer les temps de restauration.

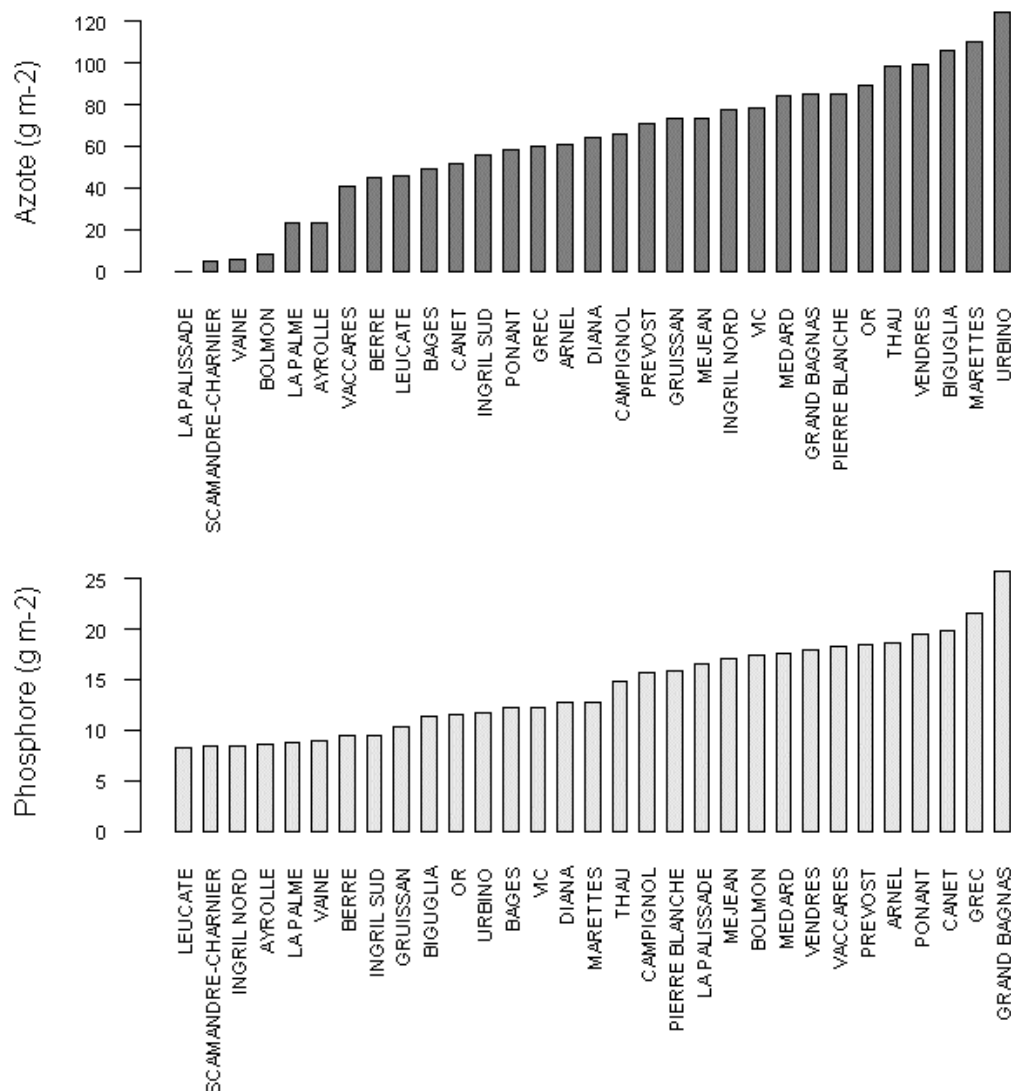


**Tableau 2 :** Nombre de station (Nb), Année de mesure et Stocks médian d'azote et de phosphore dans le sédiment (en  $g\ m^{-2}$  et en tonnes intégré sur 5 cm) pour l'ensemble des lagunes méditerranéennes.

Code DCE	Lagune	Nb	Année	NT ( $g\ m^{-2}$ )	PT ( $g\ m^{-2}$ )	Stock de NT (tonnes)	Stock de PT (tonnes)
FRDT11b	ARNEL	9	2012	60,9	18,7	359,6	110,5
FRDT05a	AYROLLE	14	2010	23,2	8,6	310,7	114,9
FRDT04	BAGES-SIGEAN	36	2010	49	12,3	1846,7	463,2
FRDT15a	BERRE	21	2011	44,9	9,4	5953,0	1251,6
FRET01	BIGUGLIA	15	2003	105,7	11,4	105,7	11,4
FRDT15c	BOLMON	1	2009	8,0	17,4	47,9	104,3
FRDT05b	CAMPIGNOL	4	2010	65,6	15,7	65,6	15,7
FRDT01	CANET SAINT-NAZAIRE	15	2012	51,3	19,8	333,5	129,0
FRET02	DIANE	15	2003	64,3	12,7	340,7	67,4
FRDT09	GRAND-BAGNAS	4	2002	85	25,7	144,5	43,7
FRDT11b	GREC	8	2012	60,1	21,6	66,1	23,7
FRDT06a	GRUISSAN	3	2010	73,3	10,3	102,6	14,4
FRDT11c	INGRIL NORD	5	2011	77,9	8,5	249,2	27,3
FRDT11c	INGRIL SUD	9	2011	55,4	9,4	199,3	33,8
FRDT13e	LA MARETTE	6	2007	110,0	12,8	143,0	16,6
FRDT14c	LA PALISSADE	1	2009	0,0	16,6	0,0	49,8
FRDT03	LA PALME	12	2007	22,8	8,7	139,2	53,3
FRDT02	LEUCATE	38	2009	45,8	8,2	2413,6	431,5
FRDT13c	MEDARD	4	2002	84,1	17,6	117,7	24,6
FRDT11b	MEJEAN	13	2012	73,6	17,0	530,0	122,7
FRDT11a	OR	15	2010	89,7	11,6	2853,5	367,8
FRET04	PALO	—	2003	—	—	—	—
FRDT11c	PIERRE BLANCHE	10	2011	85,2	15,9	281,2	52,4
FRDT12	PONANT	7	2002	58,3	19,5	110,8	37,1
FRDT11b	PREVOST	10	2012	70,9	18,4	170,1	44,1
FRDT13h	SCAMANDRE-CHARNIER	2	2009	5,0	8,4	61,3	102,5
FRDT10	THAU	36	2008	98,1	14,8	6670,1	1004,3
FRET03	URBINO	18	2003	124,3	11,7	633,9	59,6
FRDT14a	VACCARES	23	2003	40,8	18,3	4129,6	1856,5
FRDT15b	VAINE	1	2009	5,3	8,9	118,8	201,4
FRDT08	VENDRES	10	2002	99,6	17,9	657,3	118,2
FRDT11c	VIC	13	2011	78,4	12,3	941,2	147,6

Les stocks sédimentaires en azote total (médiane des valeurs de chaque lagune) varient entre  $0,0\ g\ m^{-2}$  (La Palissade) et  $124,3\ g\ m^{-2}$  (Urbino) au sein des lagunes méditerranéennes (Figure 9 et Tableau 2).

Pour le phosphore total, les stocks sont moins hétérogènes (valeur maximale 3 fois plus forte que la valeur minimale) en variant de  $8,2\ g\ m^{-2}$  (Salse-Leucate) à  $25,7\ g\ m^{-2}$  (Grand Bagnas). Les ratios entre l'azote et le phosphore total (NT/PT) restent inchangés.



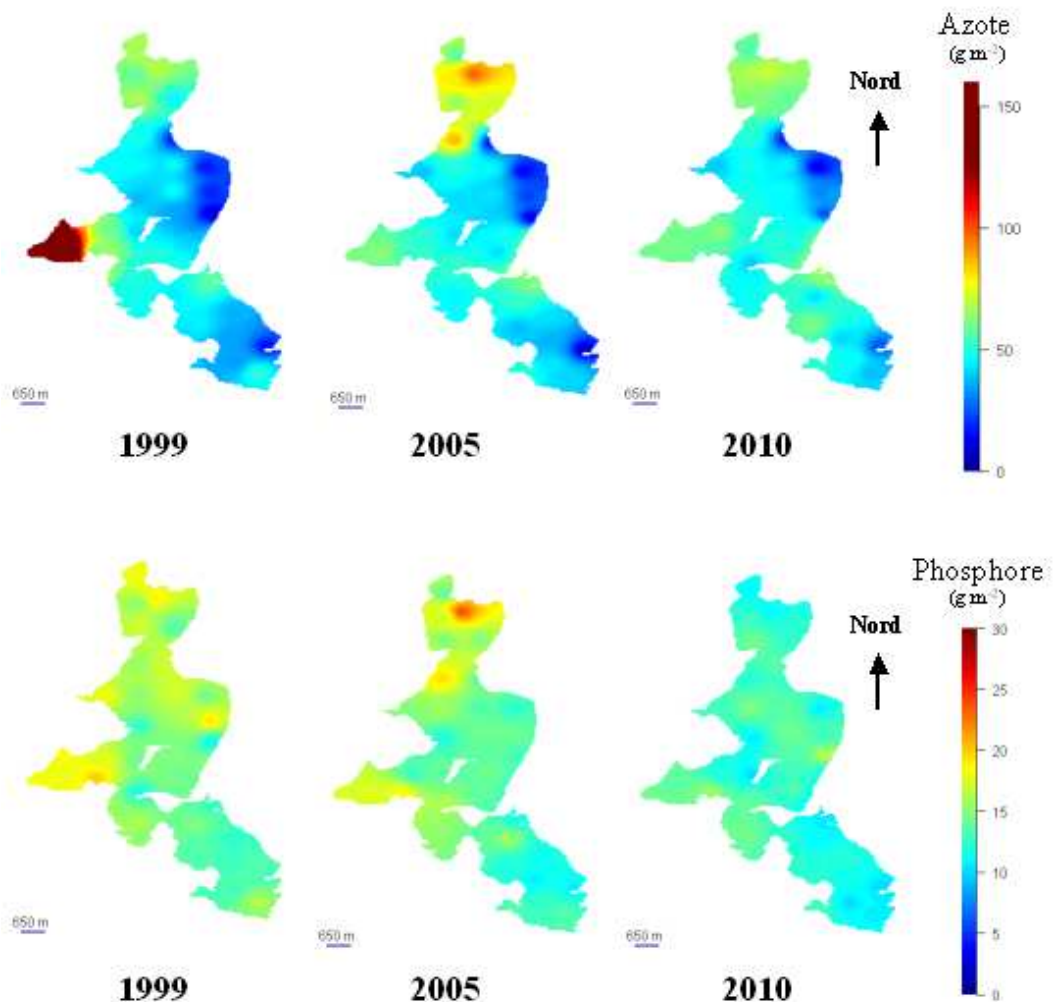
**Figure 9 :** Stocks d'azote (en haut) et de phosphore (en bas) total ( $\text{g m}^{-2}$  intégré sur 5 cm) dans le sédiment des lagunes méditerranéennes.

## 5.2. Incertitudes sur l'estimation des stocks

Ce travail permet pour la première fois d'estimer les stocks d'azote et de phosphore dans la couche supérieure du sédiment de l'ensemble des masses d'eau lagunaires méditerranéennes françaises. Néanmoins, ces valeurs sont des estimations qui dépendent des données disponibles et des méthodes utilisées.

La première source d'incertitude sur l'estimation des stocks de nutriments dans les sédiments des lagunes méditerranéennes concerne **la qualité et la quantité de données disponibles**. En effet la fiabilité de l'estimation dépend du nombre de station par lagune et de la fréquence de suivi de ces stations au cours du temps. Les lagunes pour lesquelles peu de stations ont été échantillonnées (Bolmon, Scamandre-Charnier, La Palissade et Vaine) malgré une superficie

importante (respectivement 6,0, 12,2, 3,0 et 22, 4 km<sup>2</sup>, Tableau 1) présentent des stocks d'azote relativement faibles par rapport aux autres lagunes méditerranéennes. Bien que chaque lagune ait un fonctionnement propre, il semble difficile de croire que celles-ci aient des stocks d'azote inférieurs aux lagunes en bon état (La Palme et Ayrolle par exemple). Il ne faut pas exclure que l'estimation des stocks sur ces lagunes est peut-être biaisée. Concernant les lagunes oligohalines et corses, suivies en 2002-2003 pour la dernière fois, les estimations ne reflètent qu'une image de l'état passé potentiellement loin de l'état actuel de ces lagunes. Comme dans le cas de la lagune de Bages-Sigean où les stocks d'azote et de phosphore sont différents sur de nombreuses stations entre 1999 et 2010 (Figure 10), les stocks sédimentaires au sein des lagunes oligohalines et Corses peuvent avoir évolué sur une période de 10 ans, montrant ainsi un tout autre visage de l'état du sédiment vis-à-vis de l'eutrophisation.



**Figure 10 :** Estimation des stocks d'azote (en haut) et de phosphore (en bas) total ( $\text{g m}^{-2}$ ) dans le sédiment de la lagune de Bages-Sigean en 1999, 2005 et 2010. La densité du sédiment a été fixée à  $1200 \text{ kg m}^{-3}$ .

Le calcul des stocks d'azote et de phosphore dans les lagunes méditerranéennes a nécessité la conversion des concentrations mesurées exprimées en  $\text{g kg}^{-1}$  à des stocks exprimés en  $\text{g m}^{-2}$ . Pour effectuer ce changement indispensable dans l'estimation des stocks (cf 5.1) et des relations entre stocks sédimentaires et flux benthiques, nous avons besoin de connaître la **densité du sédiment**. Elle est très variable dans le temps et l'espace (entre les lagunes et au sein même d'une lagune). Ce paramètre est peu documenté pour les sédiments lagunaires et constitue la deuxième source d'incertitude. Bien que la valeurs de  $2460 \text{ kg m}^{-3}$  soit souvent utilisée pour des sédiments côtiers consolidés, il semble difficile de l'appliquer pour les sédiments lagunaires où les évènements de resuspension et de sédimentation de sédiment sont récurrents et gouvernent la dynamique de ces systèmes et en particulier la couche étudiée (5 cm de profondeur). Les mesures de densité effectuées sur les carottes incubées lors des expériences sur l'estimation des flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau ont permis de renforcer l'hypothèse d'une densité du sédiment (dans les 5 premiers centimètres) plus faible dans les lagunes puisque la densité maximale mesurée ne dépassait pas  $1300 \text{ kg m}^{-3}$  avec une variabilité importante. N'ayant aucune données disponibles dans les lagunes méditerranéennes autres que celles recueillies dans ce projet, nous avons considéré une densité constante ( $1200 \text{ kg m}^{-3}$ ) quelque soit la morphologie de la lagune qui accroît l'incertitude sur l'estimation des stocks d'azote et de phosphore total dans le sédiment.

Quelque soit la **méthode de calcul** utilisée (médiane, Thiessen et interpolation, cf 4.1), les stocks d'azote et de phosphore sont en général peu différents malgré un temps de calcul bien plus important pour les méthodes de spatialisation de l'information (Thiessen et interpolation). Ainsi, cette comparaison de méthode met en évidence l'avantage de l'utilisation des médianes. Cette méthode permet de calculer les stocks sédimentaires de manière relativement fiable pour l'ensemble des lagunes quelque soit le nombre de station suivie. Néanmoins, cette méthode a également des limites qui peuvent être illustrées sur les données de stocks de la lagune de Bages-Sigean. A partir de la méthode de la médiane, les stocks d'azote total dans le sédiment ont varié entre 1580 et 1847 tonnes d'azote entre 1999 et 2010 (Tableau 2), traduisant une augmentation d'environ 10% du stock initial. Ce résultat, surprenant aux vues de la diminution des apports au niveau des bassins versants est dû à l'importante hétérogénéité spatiale des stocks en 1999 ( $205 \text{ gN m}^{-2}$  à l'ouest de la lagune, Figure 10). Ainsi, en tenant compte de la variabilité spatiale (utilisation de la méthode inverse distance), les stocks d'azote à l'échelle de la lagune ont été estimés à 1745 tonnes en 1999 et à 1695 tonnes en 2010 soit une tendance inverse surtout entre 1999 et 2005 (1710 tonnes). Pour le phosphore total, le stock est réparti de manière plus homogène (Figure 10) et a diminué entre 1999 et 2010 quelque soit la méthode d'estimation utilisée. Ces résultats contrastés au sein d'une même lagune mettent ainsi en évidence une troisième source d'incertitude de l'estimation des stocks par une méthode simple et peu couteuse (médiane). Bien qu'elle soit applicable pour l'ensemble des lagunes, elle doit être associée à une étude de la variabilité spatiale afin de pouvoir discuter des résultats obtenus.

### 5.3. Variation des stocks sédimentaires à petite échelle – données expérimentales RESTOLAG

Dans le cadre de l'étude RESTOLAG, à la fin de chaque incubation (cf expérimentation) pour l'estimation des flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau, les concentrations d'azote et de phosphore total ont été mesurées dans les 5 premiers centimètres du sédiment de chaque carotte permettant ainsi de caractériser les variations à petite échelle des stocks sédimentaires. Les concentrations en azote total dans le sédiment ne varient pas au cours des saisons (Figure 11). A l'échelle de l'année, la résultante de l'ensemble des processus qui influencent le cycle de l'azote (reminéralisation, sédimentation, absorption...) est nulle, ce qui

se traduit par une absence de variation nette des stocks sédimentaires à "petite" échelle temporelle.

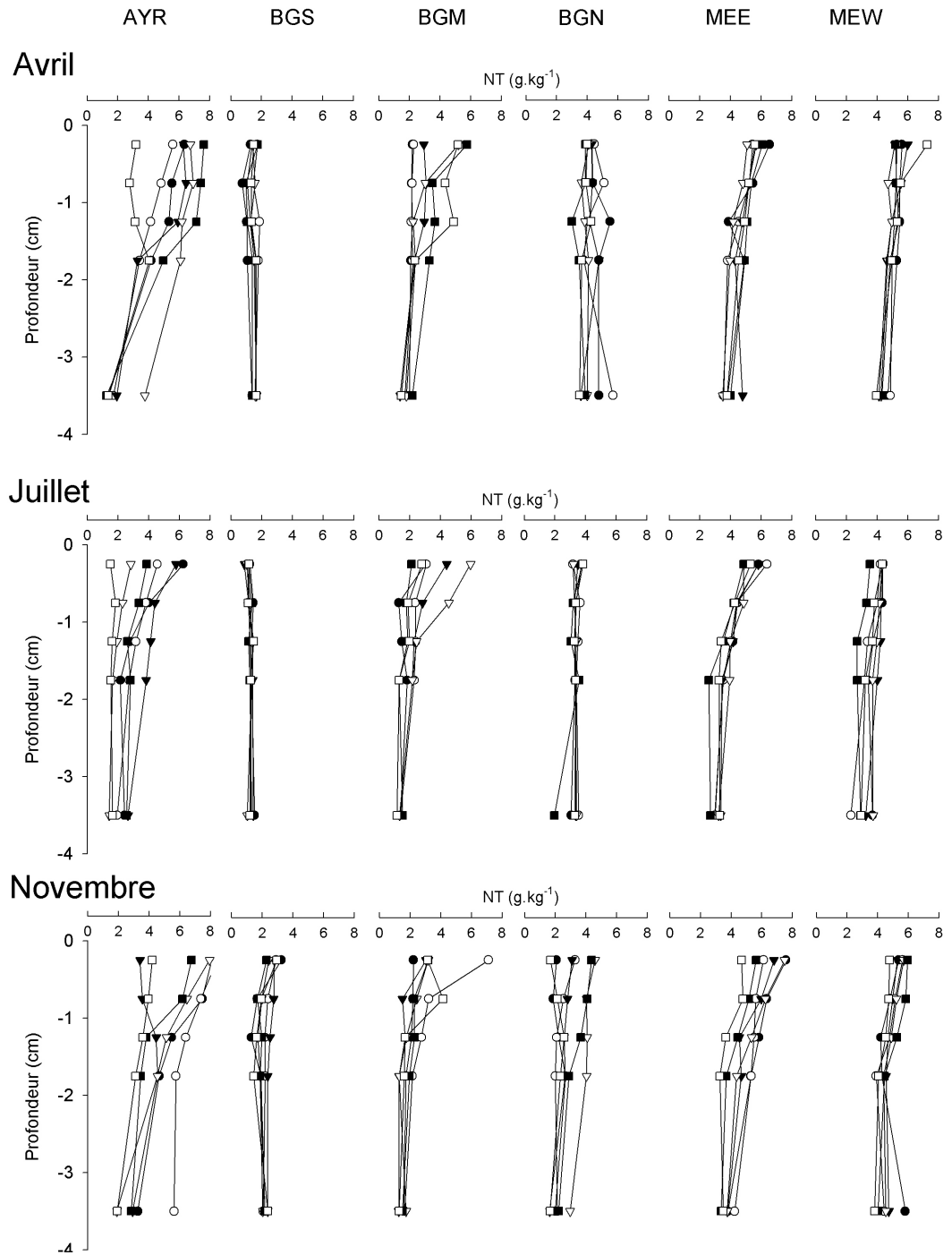
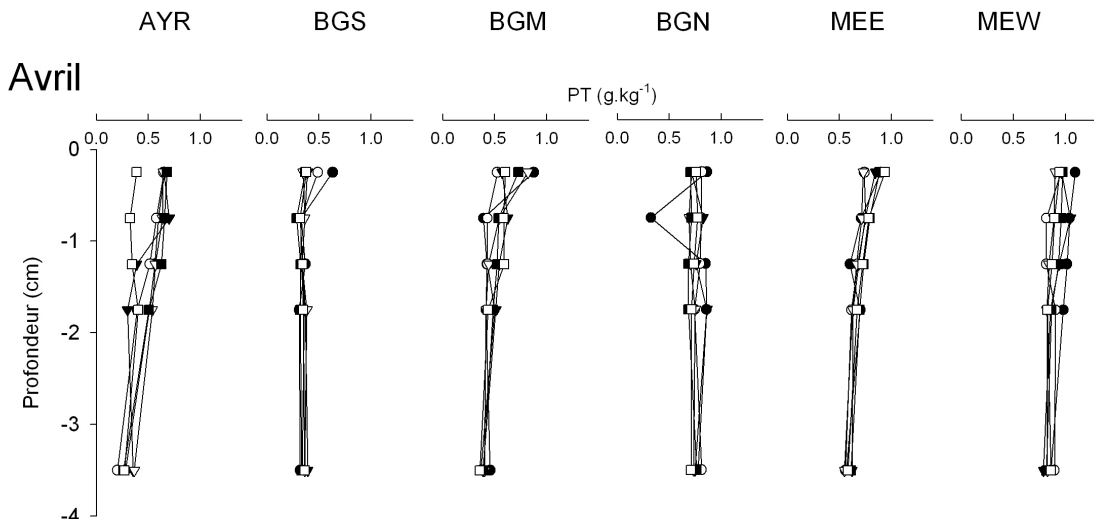


Figure 11 : Profil verticaux des concentrations d'azote total ( $\text{gN kg}^{-1}$ ) en avril, juillet et novembre au sein des 6 stations. Chaque figuré correspond aux résultats obtenus sur une carotte.

Les concentrations en phosphore total en Avril (Figure 12) sont différentes entre les 6 stations et proches des valeurs obtenues lors du dernier diagnostic du RSL (Figure 8). Quelle que soit la station, les profils verticaux sont linéaires sans hétérogénéité apparente entre les carottes hormis pour l'Ayrolle (AYR) et Bages milieu (BGM).



**Figure 12 :** Profil vertical des concentrations de phosphore total ( $gP\ kg^{-1}$ ) en avril au sein des 6 stations. Chaque figuré correspond aux résultats obtenus sur une carotte.

Les concentrations en azote et phosphore total dans la couche la plus profonde du sédiment de chaque station sont comparables à celle mesurées dans le cadre du RSL (Figure 8). En revanche, la concentration dans les premières couches du sédiment des lagunes d'Ayrolle (AYR) et de Bages milieu (BGM) sont plus importantes et hétérogènes que dans l'ensemble des autres stations (Figure 11 et Figure 12). En effet, la structure (granulométrie, porosité...) et le fonctionnement (cycle de la matière) de ces sédiments seraient influencés par la présence d'herbiers à zostère qui contribuent à l'augmentation de la sédimentation et donc à l'enrichissement en matière organique, azote et phosphore (apports sous forme de feuille mortes) dans les premiers centimètres. Ces organismes possèdent également un système racinaire bien développé leur permettant de puiser directement les nutriments indispensables à leur croissance dans le sédiment. Enfin, ces plantes marines sont des organismes structurants pour les écosystèmes et vont constituer des habitats spécifiques contribuant ainsi au développement d'organismes associés modifiant également le sédiment.

Ces résultats obtenus sur 6 stations réparties le long d'un gradient d'eutrophisation mettent en évidence l'importance de la biologie sur l'hétérogénéité des stocks sédimentaires à l'échelle même d'une station. Cependant, les stocks estimés sur les 5 premiers centimètres du sédiment sont-ils entièrement remobilisables ? Dans le cas des sédiments abritant des herbiers, on peut se poser la question d'une utilisation directe par la plante limitant ainsi la quantité de nutriment potentiellement disponible et relarguable dans la colonne d'eau.

**A RETENIR**

- ✓ Première estimation des stocks d'azote et de phosphore dans le sédiment sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes françaises
- ✓ Méthode des médianes adaptée pour l'estimation des stocks sédimentaires exceptée lorsque l'hétérogénéité est importante
- ✓ Diminution des stocks d'azote avec la profondeur en particulier pour des sédiments colonisés par les herbiers à *Zostera*
- ✓ Incertitudes dues au manque de connaissances sur la densité du sédiment de l'ensemble des lagunes et sur l'état actuel vis-à-vis de l'eutrophisation de certaines lagunes





## 6. Echanges d'azote et de phosphore entre le compartiment benthique et la colonne d'eau

### 6.1. Etat de l'art

Les échanges d'azote et de phosphore à l'interface entre le compartiment benthique (sédiment plus organismes vivants) et la colonne d'eau vont être influencés par la teneur en azote et en phosphore disponibles dans le sédiment mais également par l'intensité des processus biologiques telles que la photosynthèse (utilisation des nutriments par les organismes autotrophes) et l'activité bactérienne (transformation des formes d'azote et de phosphore), eux-mêmes dépendants des conditions de lumière, d'oxygénation et de température (Denis et al., 2001, par exemple); Eyre and Ferguson, 2005; Eyre et al., 2011).

Les données disponibles sur les flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau au sein des lagunes sont rares puisque la plus grande partie des études ont été menées en milieu ouvert (Tableau 3). De plus, les résultats sont très hétérogènes et difficilement transférables aux lagunes méditerranéennes. Enfin, l'ensemble des études s'est focalisé sur l'azote, limitant ainsi les connaissances sur les flux de phosphore à l'interface entre le compartiment benthique et la colonne d'eau.

**Tableau 3 :** Synthèse bibliographique des flux ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) de nutriment à l'interface eau – compartiment benthique. Les données sont lues sur les figures.

Système	Communauté	Saison	Ammonium		Nitrate		Phosphate		Références
			Lum.	Obsc.	Lum.	Obsc.	Lum.	Obsc.	
ESTUAIRE	<i>Zostera</i>	ÉTÉ	-5	8	-0,3	-1,1	-1,3	1,3	Eyre et al. (2011b)
ESTUAIRE	Sédiment nu	ÉTÉ	0	40	-1,5	1,5	-0,7	2	Eyre et al. (2011b)
ESTUAIRE	<i>Zostera</i>	HIVER	-40	40	-10	0	-4	2	Eyre et al. (2011a)
ESTUAIRE	<i>Zostera</i>	ÉTÉ	50	100	0	0	8	-2	Eyre et al. (2011a)
CÔTIER	Sédiment nu	HIVER		7		13	-	-	Denis et al. (2001)
CÔTIER	Sédiment nu	PRINTEMPS		3		10	-	-	Denis et al. (2001)
CÔTIER	Sédiment nu	ÉTÉ		3		10	-	-	Denis et al. (2001)
CÔTIER	Sédiment nu	AUTOMNE		2		7	-	-	Denis et al. (2001)
CÔTIER	<i>Zostera</i>	PRINTEMPS	-125	-60	-500	-200	-	-	Risgaard-Petersen et al. (1998)
CÔTIER	<i>Zostera</i>	ÉTÉ	-	-	-250	-40	-	-	Risgaard-Petersen et al. (1998)
CÔTIER	Sédiment nu	PRINTEMPS	-40	-25	-80	-40	-	-	Risgaard-Petersen et al. (1998)
CÔTIER	Sédiment nu	ÉTÉ	-	-	-125	-40	-	-	Risgaard-Petersen et al. (1998)
CÔTIER	<i>Zostera</i>	PRINTEMPS	-50	-10	-200	-40	-	-	Hansen et al. (2000)
CÔTIER	<i>Zostera</i>	ÉTÉ	-	-	-75	-80	-	-	Hansen et al. (2000)
LAGUNE	<i>Zostera</i>	ÉTÉ	-10	70	0	5	0	3	Eyre and Ferguson (2002)
LAGUNE	Sédiment nu	ÉTÉ	-70	-10	-20	-40	1	2	Eyre and Ferguson (2002)

### 6.2. Bilan des campagnes RESTOLAG

Afin d'estimer les flux d'azote et de phosphore entre le compartiment benthique et la colonne d'eau le long d'un gradient d'eutrophisation, l'expérience a été reproduite sur chaque site (6 sites), à l'identique, au printemps, en été et à l'automne afin de pouvoir relier les flux benthiques d'azote et de phosphore aux conditions environnementales rencontrées dans ces

écosystèmes au cours de l'année (Tableau 4). Au cours des trois campagnes, 864 échantillons ont été prélevés pour l'analyse des nutriments dans l'eau.

**Tableau 4 :** Tableau récapitulatif des conditions moyennes d'expérimentation.

Saison	Période de mesure	Température	Conditions biologiques
PRINTEMPS	10-04-2012 au 18-04-2012	13°C	Croissance des autotrophes
ÉTÉ	18-07-2012 au 24-07-2012	25°C	Biomasse des autotrophes maximale
AUTOMNE	29-10-2012 au 15-11-2012	11°C	Décroissance des autotrophes

L'ensemble des résultats présentés correspond au bilan de matière entre le compartiment benthique et la colonne d'eau entre deux temps de mesure et traduit ce qui a ou n'a pas été consommé par la communauté. C'est donc un bilan net de l'ensemble des processus d'assimilation, de reminéralisation et d'excrétion qui conduisent à du piégeage ou du relargage d'azote et de phosphore à l'échelle du compartiment benthique. Ainsi :

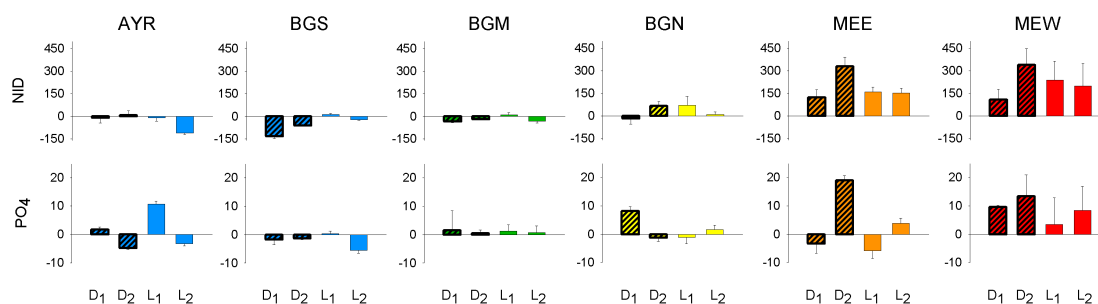
- **un flux positif traduit un relargage plus important que le piégeage.**
- **un flux nul** traduit un relargage **équivalent** au piégeage.
- **un flux négatif** traduit un relargage **moins** important que le piégeage.

### 6.3. Variations à l'échelle intra-journalière

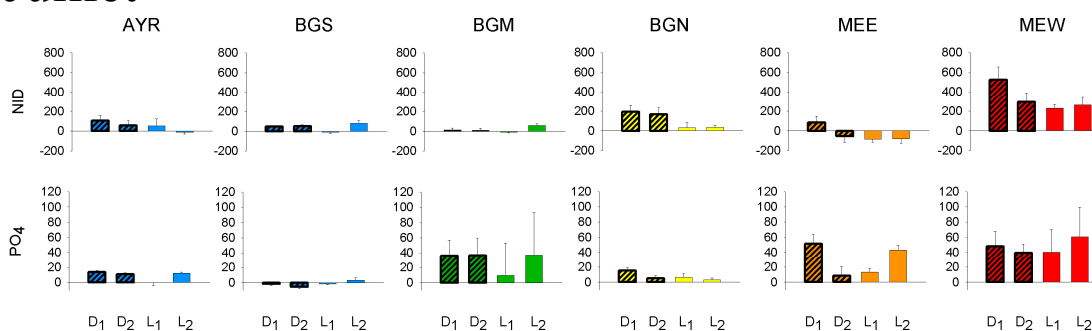
Dans l'ensemble, l'intensité des flux d'azote inorganique dissout (NID, somme des flux d'ammonium - flux principal - de nitrite et de nitrate) et de phosphore dissout (uniquement les phosphates) sont comparables aux valeurs issues de la littérature aux mêmes périodes (Figure 13 et Tableau 3). L'hétérogénéité spatiale au sein d'un même site est en général faible (visible avec les écart-types) exceptée pour les flux de phosphates de la station Bages Milieu (BGM) en juillet où la variabilité pourrait être attribuée aux variations de biomasse de producteurs primaires (principalement *Zostera marina*) entre les carottes. L'intensité des flux est plus importante sur les stations les plus eutrophisées (MEE et MEW) quelle que soit la saison.

Au cours de la journée, les flux d'azote inorganique dissout (NID) et de phosphore dissout ( $\text{PO}_4$ ) varient en Avril, Juillet et Novembre (Figure 13). La nuit comme le jour, ces flux sont positifs, nuls ou négatifs pour les stations d'Ayrolle (AYR), de Bages (BGS, BGM et BGN) et de Méjean Est (MEE) et uniquement positifs pour la station Méjean Ouest (MEW). Ces résultats soulignent l'indépendance des flux de NID et de  $\text{PO}_4$  vis-à-vis de la lumière malgré l'influence indirecte de celle-ci sur le fonctionnement du compartiment benthique. En effet, la photosynthèse, processus uniquement actif le jour, permet aux plantes de se développer en synthétisant de la matière organique à partir de matière minérale (nutriments en particulier). Ce processus, au contraire de la respiration, produit de l'oxygène dissout qui peut influencer les processus de reminéralisation ou d'oxydation de la matière dans le sédiment. Ces résultats ne permettent également pas de mettre en évidence de découplage dans le temps (retard d'une période) entre la production (ou la consommation) d'oxygène via la photosynthèse (ou la respiration), et le relargage (ou le piégeage) d'azote et de phosphore.

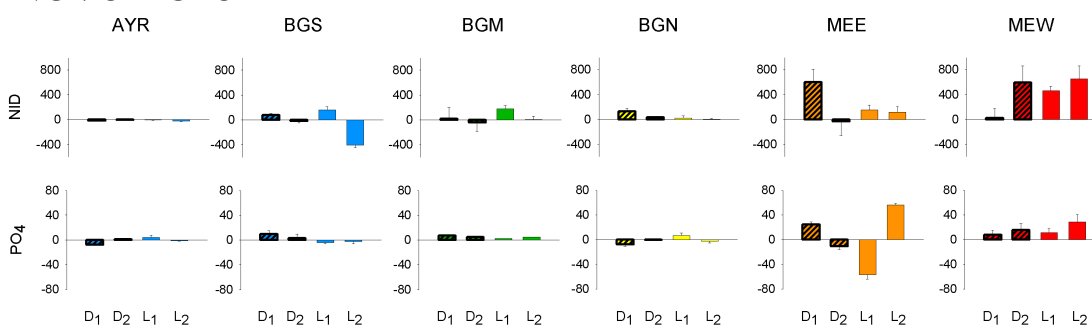
## Avril



## Juillet



## Novembre



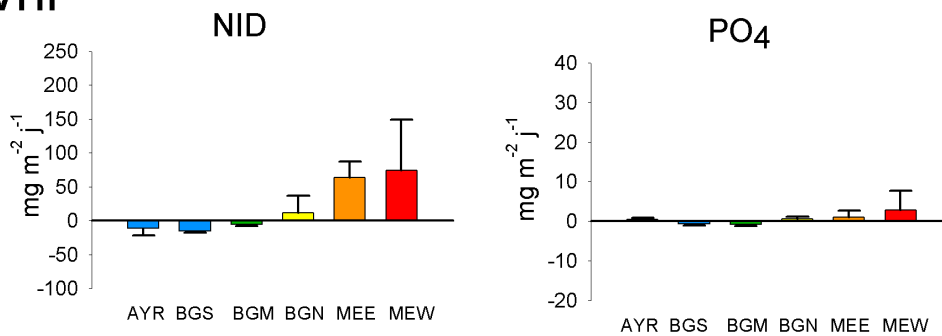
**Figure 13 :** Flux de NID et Phosphates ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) en avril, juillet et novembre. D (incubations à l'obscurité) et L (incubations à la lumière)

La stratégie de travail mise en place dans cette étude ne permet pas de définir de tendance journalière pour les flux d'azote et de phosphore inorganique dissout. Cependant, elle a le mérite de mettre en évidence les variations à l'échelle d'une journée des flux sans pour autant pouvoir l'attribuer à la lumière ou bien à l'oxygénation du sédiment.

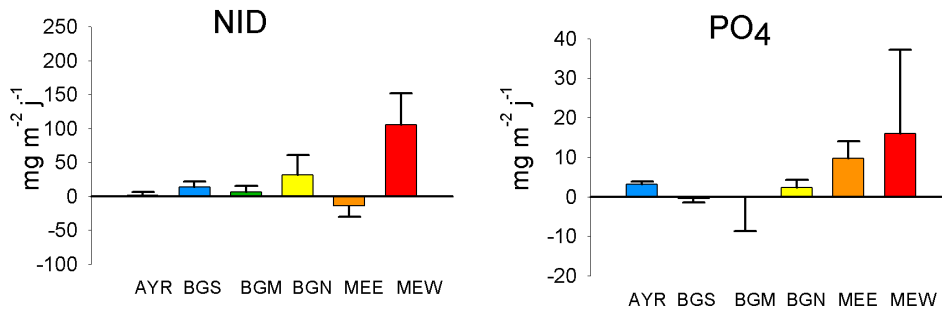
#### 6.4. Bilan journalier des flux de nutriments

Compte tenu des résultats obtenus et de l'objectif de l'étude, les flux de nutriments doivent être calculés à l'échelle de la journée en intégrant l'ensemble des données afin d'établir *in fine* un bilan de matière à l'échelle de la journée, appliqué ensuite à l'échelle de la saison.

### Avril



### Juillet



### Novembre

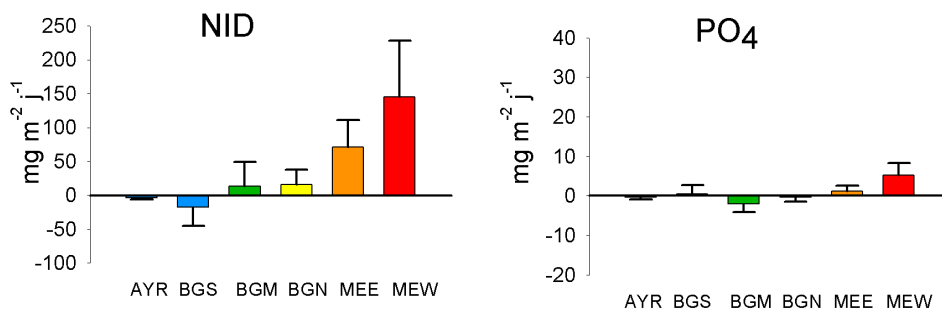


Figure 14 : Flux journaliers de NID et Phosphates (PO<sub>4</sub>) en mg m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> en avril, juillet et novembre.

L'intensité des échanges d'azote et de phosphore inorganique dissout entre le compartiment benthique et la colonne d'eau est la plus importante dans les stations eutrophisées (MEE et

MEW, Figure 14). Les flux journaliers de NID et de  $\text{PO}_4$  sont toujours positifs pour les stations les plus eutrophisées (BGN, MEE et MEW) excepté en juillet où les flux de NID à la station MEE sont négatifs (Figure 14). Cette station, bien qu'eutrophisée, a été recouverte en été par des rhodophycées (algues rouges) et des chlorophycées (algues vertes) qui utilisent directement et en grande quantité le NID pour assurer leur croissance en été. **De manière générale, le compartiment benthique dans ces sédiments eutrophisés relargue donc plus d'azote et de phosphore inorganique dissout (excrétion, reminéralisation) qu'il n'en piège (assimilation, adsorption dans les sédiments). Pour les stations les moins eutrophisées et abritant des herbiers (AYR, BGS et BGM), les flux de NID sont négatifs au printemps (période de croissance) et positifs en juillet (période où la biomasse et la température sont maximales, Tableau 4).** En novembre, aucune tendance générale ne se dégage pour ces stations. Les différences le long du gradient d'eutrophisation peuvent être expliquées par :

- les stocks sédimentaires qui varient le long du gradient d'eutrophisation.
- la composition de la communauté présente à la surface et dans le sédiment.
- l'interaction des stocks sédimentaires et de la composition de la communauté.

Les résultats apportés par cette étude montre que les différences de flux le long du gradient d'eutrophisation ne peuvent pas être uniquement attribuées aux stocks sédimentaires puisque les stations eutrophisées sont également caractérisées par une absence de macrophytes. Afin d'aller plus loin dans la compréhension de ces résultats et la validation d'une ou de plusieurs de ces hypothèses, le projet DEPART (débuté en février 2013) s'attachera à répondre à cette question pour une station peu eutrophisée (BGM) en se focalisant sur la capacité des communautés d'herbier à modifier directement (assimilation ou excrétion) ou indirectement (oxygénation du sédiment) les flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau.

En été, les flux de  $\text{PO}_4$  sont environ 10 fois plus importants qu'au printemps et en automne, en particulier sur les stations MEW et MEE. Pendant cette période, la demande en  $\text{PO}_4$  et en NID des autotrophes (producteurs primaires) est plus faible. Associée à une augmentation de la température de l'eau, ces conditions favorisent les processus de reminéralisation de la matière, ce qui dans le cas des sédiments habitant des herbiers permet aux organismes autotrophes de ne pas être limités par le phosphore. Pour les sédiments eutrophisés, ces processus de reminéralisation conduisent à une augmentation du relargage sédimentaire de phosphore (mais également d'azote même si cela est moins visible) qui n'est pas consommé. Ces résultats sont en adéquation avec les observations faites par de nombreux auteurs qui décrivent le relargage de  $\text{PO}_4$  et de NID comme fonction de la température (Lillebo et al., 2004; Thouzeau et al., 2007) puisque celle-ci favorise l'activité métabolique des organismes (bactéries en particulier, del Giorgio and Williams, 2005) intervenant dans la transformation de matière détritique et matière minérale assimilable par les plantes.

**La répétition de cette expérience sur plusieurs sites, à trois périodes de l'année a permis d'obtenir des résultats fiables et essentiels pour le calcul du temps de restauration du sédiment des lagunes méditerranéennes.** Les résultats mettent en évidence qu'il existe d'une part **une relation entre les flux d'azote et de phosphore dissout et le niveau d'eutrophisation** et d'autre part **une relation entre les flux d'azote et de phosphore dissout et la température (saison)** qu'il faut intégrer dans le calcul des temps de restauration du sédiment des lagunes méditerranéennes et plus généralement dans la paramétrisation des flux

dans les modèles de bilan. **A cela il faudrait ajouter la composition de la communauté** mais il est impossible ici de distinguer son rôle de celui des stocks sédimentaires puisqu'ils sont liés.

### ***A RETENIR***

- ✓ Variations à l'échelle de la saisons plus importantes que les variations journalières
- ✓ Relargage d'azote et de phosphore dissout quelque soit la saison dans les sédiments les plus eutrophisés dépourvus de végétation
- ✓ Sens et intensité variables au cours de l'année des flux d'azote et de phosphore dissout dans les sédiments les moins eutrophisées et abritant des herbiers

## 7. Scénarios "types" de restauration des lagunes méditerranéennes

### 7.1. Définition de l'état restauré du sédiment

L'objectif de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) est d'atteindre le bon état des masses d'eau d'un point de vue chimique et biologique. Ce dernier est évalué à partir d'indicateurs définis sur le phytoplancton, les macrophytes, la macrofaune benthique et les poissons pour les masses d'eau de transition. Bien que le sédiment ne soit pas directement un indicateur, son rôle central dans le cycle de l'azote et du phosphore (stockage/relargage) en fait un compartiment central dans l'atteinte des objectifs DCE. Ainsi **le bon état du sédiment** a été défini dans cette étude comme un état pour lequel **le compartiment benthique ne relargue pas plus de nutriments qu'il n'en stocke à l'échelle annuelle avec des variations saisonnières "acceptables"**. Le temps de restauration du sédiment est donc le temps nécessaire pour atteindre cet objectif.

### 7.2. Hypothèses pour le calcul du temps de restauration

Etant donné le manque de connaissance sur le rôle du compartiment benthique et plus généralement sur les processus mis en jeu dans la restauration des systèmes lagunaires, le temps de restauration du sédiment des lagunes méditerranéennes dans le cadre de cette première étude est calculé en considérant que :

- Les **apports** d'azote et de phosphore provenant des bassins versants sont **nuls**.
- **Les quantités d'azote et de phosphore relarguées par le compartiment benthique sont totalement** (*scénario 1 : 100%*) ou **partiellement exportées** (*scénario 2 : 5%*) hors de la lagune et ne réalimentent plus les stocks sédimentaires.
- La structure de la **communauté** et en particulier la présence d'herbiers et d'espèces associées **n'évolue pas** au cours des simulations.
- **Les évènements météorologiques** susceptibles de modifier les échanges (malaïgue, coup de vent et remise en suspension) ne sont **pas pris en compte**.

Bien que ces hypothèses ne reflètent pas la réalité, elles permettent de se focaliser sur la compréhension du rôle du compartiment benthique dans la dynamique de restauration en limitant les variables forçantes étudiées (apports, exports...).

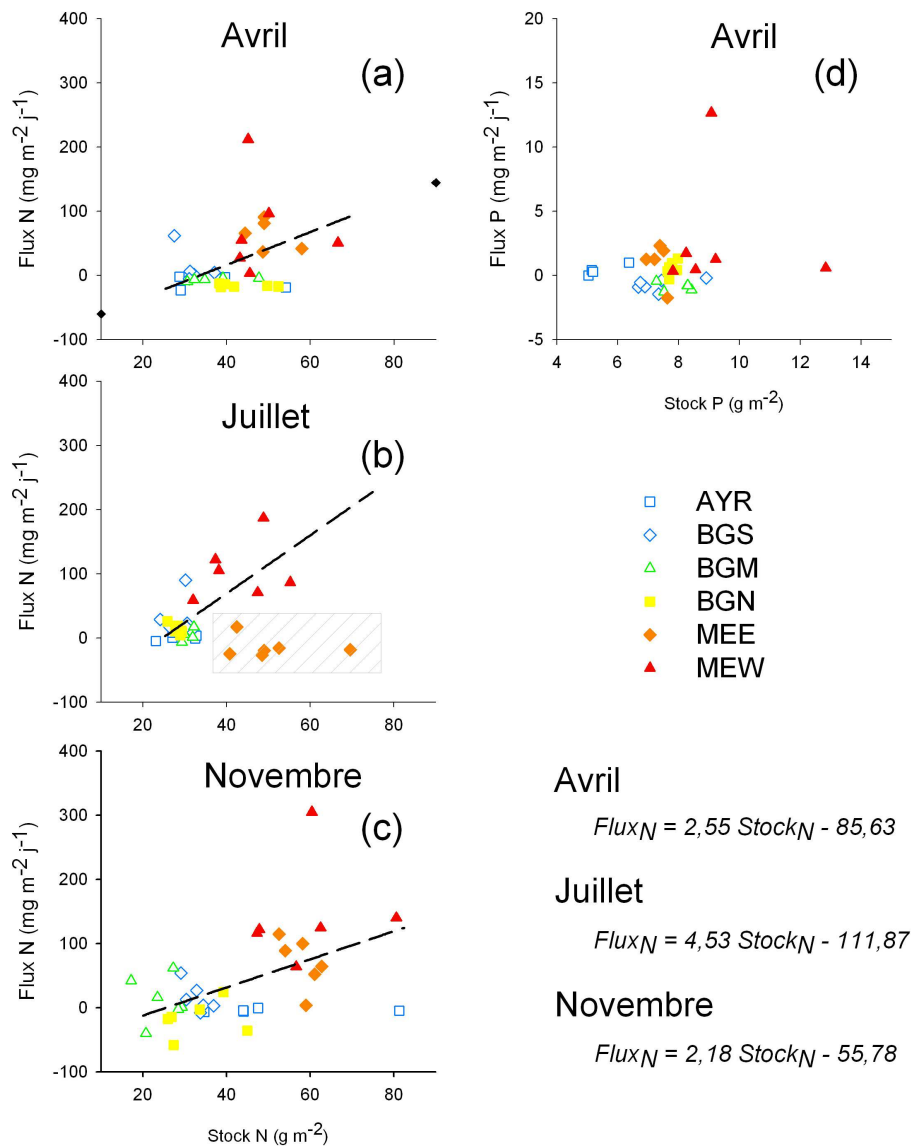
### 7.3. Calculs des temps de restauration

Théoriquement, l'estimation des flux benthiques de nutriments à partir des stocks sédimentaires et de la biomasse des producteurs primaires (macrophytes) semble être adaptée dans le contexte de l'étude. Cependant, la structure des communautés benthiques et en particulier la présence de macrophytes étant corrélée négativement à l'état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation, il serait pour le moment préjudiciable (statistiquement) d'estimer les flux benthiques sur l'ensemble des lagunes à partir des deux variables (problème de covariance). Dans cette étude, les stocks sédimentaires sont donc uniquement utilisés pour estimer les flux de matière entre le compartiment benthique et la colonne d'eau sur l'ensemble des lagunes.

En l'absence de données hivernales (données en cours d'acquisition dans le projet DEPART), les flux d'azote et de phosphore ont été considérés comme nuls puisqu'à cette période la température de l'eau est basse (0-8°C) et l'activité métabolique ralentie (les bactéries en particulier, cf del Giorgio and Williams, 2005).

Pour calculer le temps de restauration du sédiment des lagunes méditerranéennes il a été nécessaire de définir :

- quelle sera l'intensité des flux entre le compartiment benthique et la colonne d'eau dans l'ensemble des masses d'eau.
- le stock cible/seuil pour lequel le sédiment ne relargue pas plus de nutriments qu'il n'en stocke à l'échelle annuelle avec des variations saisonnières "acceptables".



**Figure 15 :** Flux de NID (a, b et c) et  $PO_4$  (d) en  $mg\ m^{-2}\ j^{-1}$  en fonction des stocks d'azote total dans le sédiment ( $g\ m^{-2}$  intégré sur 5 cm) en avril, juillet et novembre. Les couleurs correspondent aux six stations suivies. Les flux mesurés en Juillet sur la station MEE n'ont pas été pris en compte pour établir la relation (cf discussion section 6.4)



Les flux d'azote inorganique dissout sont reliés directement avec les stocks sédimentaires intégrés sur 5 cm en utilisant une relation linéaire (Figure 15a, 15b et 15c). **Les flux d'azote deviennent nuls au printemps, en été et à l'automne lorsque les stocks sédimentaires atteignent respectivement 33,5, 24,7 et 25,5 g m<sup>-2</sup>. Le stock cible est défini comme la valeur moyenne annuelle (27,9 g m<sup>-2</sup>) qui correspond à un bilan net du relargage/piégeage nul sur l'année avec des fluctuations saisonnières.** Sur l'ensemble des masses d'eau, seules les lagunes en bon état écologique (Ayrolle et La Palme) et celles dont le stock sédimentaire est estimé de manière incertaine (Bolmon, La Palissade, Scamandre-Charnier, Vaine, voir discussion Section 5.2) ont des stocks inférieurs à la valeur seuil.

Pour le phosphore, aucune relation mathématique significative entre les flux et les stocks n'a pu être mise en évidence à partir des données d'avril (les données de stock en juillet et novembre ne sont pas disponibles à ce jour). **Les flux saisonniers sont définis ici comme la moyenne de l'ensemble des flux mesurés à chaque saison** (respectivement 0,50 g m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> au printemps, 5,18 g m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> en été et 0,67 g m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> à l'automne). En se basant sur la définition de l'état restauré du sédiment, **le stock seuil a été défini comme la valeur moyenne des stocks de phosphore total dans les lagunes de référence : Ayrolle et La Palme soit 9,44 g m<sup>-2</sup>.**

#### 7.4. Temps de restauration des lagunes méditerranéennes

Sous l'hypothèse d'apports provenant des bassins versants nuls et d'exports complets des nutriments relargués, **les premières estimations du temps de restauration du sédiment font état d'une diminution potentielle rapide (inférieurs à la décennie, 3,3 ± 0,6 ans en moyenne)** et homogène des stocks sédimentaires d'azote (Tableau 5, colonne 100%).

**Pour le phosphore, le temps de restauration du sédiment est globalement plus important avec des valeurs qui varient entre 0 pour les lagunes dont le stock est en dessous du stock seuil et 28,4 ans pour le Grand-Bagnas.** L'atteinte de l'objectif d'un sédiment restauré est donc plus contrainte par le phosphore confortant ainsi l'idée que le phosphore dans le sédiment est un bon indicateur de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation. Les temps estimés semblent néanmoins **très optimistes** comparativement aux estimations du temps de restauration du sédiment calculées à partir de l'évolution des stocks sédimentaires entre deux diagnostics RSL (Tableau 5, colonne Difference).

L'estimation du temps de restauration via l'évolution des stocks entre deux diagnostics ne peut néanmoins pas être prise comme référence universelle. D'une part, les diagnostics sont effectués au mieux tous les 5-6 ans (intervalle nécessaire pour voir une évolution significative). Pendant cette période, les stocks sédimentaires peuvent diminuer, augmenter, diminuer puis augmenter ou bien augmenter puis diminuer et conduire dans ce cas à un bilan net positif (augmentation des stocks) alors que la tendance est à la diminution à partir de la moitié de la période. Ainsi, le temps de restauration du sédiment calculé sur Vic pourrait être concerné par ce biais.

D'autre part, le calcul du temps de restauration par cette méthode est basé sur une évolution constante des stocks jusqu'à atteindre le stock seuil. Cette hypothèse est fautive puisqu'au cours de la restauration, le fonctionnement de la lagune peut changer avec l'établissement d'espèces à cycle de vie long au détriment d'espèces opportunistes caractéristiques des milieux dégradés, modifiant l'intensité et le sens des flux au niveau du compartiment benthique (Figure 15).

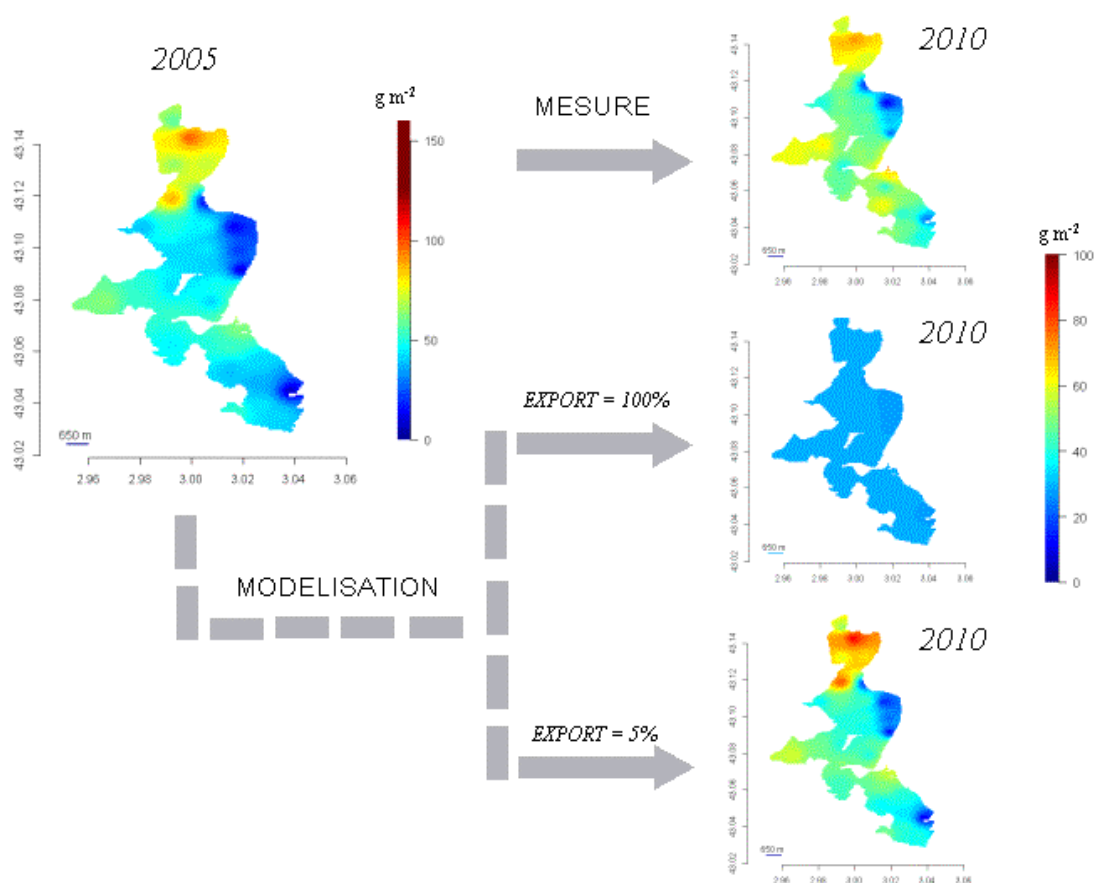
Enfin le calcul du temps de restauration basé sur une évolution passée des stocks n'est possible que sur environ la moitié des masses d'eau. De plus, sur certaines d'entre elles, l'augmentation entre les deux diagnostics induit un temps de restauration infini (Tableau 5, colonne Difference).

Bien que cette méthode ne semble pas parfaitement adaptée pour l'estimation du temps de restauration du sédiment, elle a le mérite d'intégrer à la fois les apports, la sédimentation (ou resédimentation) et les exports sur une période donnée. Ces processus physiques jouent un rôle important dans le devenir des stocks sédimentaires. **Le temps de restauration du sédiment estimé avec un export plus représentatif de milieux semi-fermés (export de 5% de l'azote et du phosphore dissout relargué) est 20 fois plus important pour l'azote et le phosphore qu'avec un export total (Tableau 5). Pour le phosphore, il dépasse même 170 ans dans 50% des cas.**

**Tableau 5 :** Estimation du temps de restauration (en année) du sédiment des lagunes méditerranéennes françaises. Estimation par différence entre deux diagnostics (Difference), par simulation à partir des données RESTOLAG (sans apports) avec 100% (hypothèse du projet) et 5% d'export (export indicatif d'un milieu semi-fermé). - indique l'absence d'estimation par manque de données, 0 indique un stock initial inférieur au stock seuil et enfin  $\infty$  correspond à des temps supérieur à 170 ans.

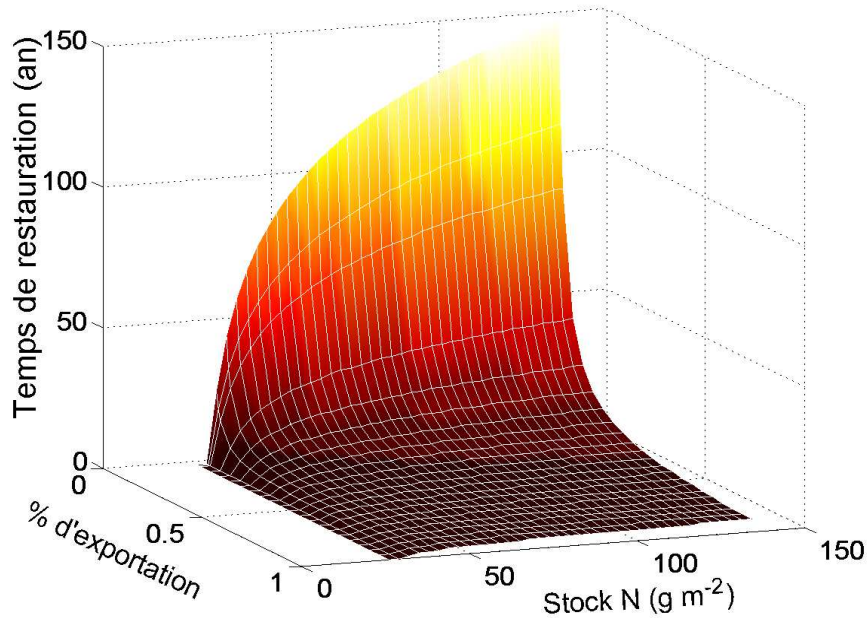
Code DCE	Lagune	Azote			Phosphore		
		Difference	100%	5%	Difference	100%	5%
FRDT11b	ARNEL	33,3	2,9	61,8	33,6	16,3	$\infty$
FRDT05a	AYROLLE	0	0	0	0	0	0
FRDT04	BAGES-SIGEAN	$\infty$	2,7	51,7	15,5	4,8	98,5
FRDT15a	BERRE	-	2,6	46,7	-	$\infty$	$\infty$
FRET01	BIGUGLIA	-	3,9	81,8	-	3,6	66,7
FRDT15c	BOLMON	-	0	0	-	13,7	$\infty$
FRDT05b	CAMPIGNOL	106,1	3,0	64,8	45,9	10,7	$\infty$
FRDT01	CANET SAINT-NAZAIRE	26,1	2,7	53,8	13,8	17,9	$\infty$
FRET02	DIANE	-	3,0	63,9	-	5,7	113,5
FRDT09	GRAND-BAGNAS	-	3,7	74,7	-	28,4	$\infty$
FRDT11b	GREC	21,5	2,9	61,6	47,3	20,7	$\infty$
FRDT06a	GRUISSAN	27,9	3,6	69,6	28,8	1,6	28,5
FRDT11c	INGRIL NORD	90,4	3,7	71,7	3,7	0	0
FRDT11c	INGRIL SUD	62,9	2,7	57,7	9,5	0	0
FRDT13e	LA MARETTE	$\infty$	3,9	82,9	$\infty$	5,7	114,9
FRDT14c	LA PALISSADE	-	0	0	-	12,6	$\infty$
FRDT03	LA PALME	0	0	0	0	0	0
FRDT02	LEUCATE	13,0	2,6	47,7	2,6	0	0
FRDT13c	MEDARD	-	3,7	74,6	-	14,5	$\infty$
FRDT11b	MEJEAN	50,2	3,6	69,7	44,9	13,5	$\infty$
FRDT11a	OR	16,0	3,7	76,7	10,1	3,7	73,6
FRET04	PALO	-	-	-	-	-	-
FRDT11c	PIERRE BLANCHE	24,1	3,7	74,7	23,4	11,5	$\infty$
FRDT12	PONANT	-	2,8	59,8	-	17,6	$\infty$
FRDT11b	PREVOST	$\infty$	3,6	67,9	$\infty$	15,6	$\infty$
FRDT13h	SCAMANDRE-CHARNIER	0	0	0	0	0	0
FRDT10	THAU	$\infty$	3,8	79,7	16,5	9,5	$\infty$
FRET03	URBINO	-	4,6	86,8	-	3,7	77,7
FRDT14a	VACCARES	-	1,9	40,6	-	15,6	$\infty$
FRDT15b	VAINE	0	0	0	0	0	0
FRDT08	VENDRES	-	3,8	79,8	-	14,7	$\infty$
FRDT11c	VIC	528,1	3,7	71,7	554,9	4,8	98,6

Le rôle de l'export dans la restauration est illustré avec l'exemple de Bages-Sigean. Dans le cas d'un export total (100%), l'estimation des stocks sédimentaires d'azote de la lagune de Bages-Sigean en 2010 à partir des flux mesurés dans l'étude et des stocks sédimentaires de 2005 est très différente des stocks sédimentaires mesurés lors du diagnostic de 2010 (Figure 16). En revanche, les stocks calculés sous l'hypothèse d'une exportation partielle (5%) et homogène, toujours en absence d'apports provenant du bassin versant, est plus proche des stocks mesurés lors du diagnostic (Figure 16). Cette représentation spatiale renforce l'hypothèse d'un export de matière partiel sûrement faible et localisé au niveau de la zone de mélange avec la mer, très loin de l'hypothèse d'un export total et homogène utilisé précédemment.



**Figure 16 :** Comparaison de l'évolution des stocks d'azote mesurés (2005 et 2010) et estimés (2010) avec 100% et 5% d'export sur la lagune de Bages-Sigean.

Parmi les scénarios types, **le temps de restauration du sédiment au sein d'une lagune semble dépendre principalement de la capacité à exporter et non du stock initial** (Figure 17). Cependant, dans le cas de systèmes semi-fermés, la capacité à exporter de la matière hors de la lagune est faible et ne pourrait atteindre que quelques pourcents. Dans cette situation, les stocks sédimentaires joueraient donc un rôle non négligeable dans la capacité du sédiment à se restaurer (Pourcentage d'exportation proche de 0%, Figure 17).



*Figure 17 : Evolution du temps de restauration du sédiment vis-à-vis de l'azote en fonction du stock sédimentaire initial et de l'export. Les apports sont nuls.*

### **A RETENIR**

- ✓ Méthode d'estimation adaptée basée sur des hypothèses issues du manque de connaissance sur l'export, les apports et les succession écologiques
- ✓ Stocks d'azote et de phosphore dans le sédiment dans des systèmes fermés (lagune) ralentissent la dynamique de restauration
- ✓ Temps de restauration du sédiment de l'ordre de plusieurs décennies dans le cas d'un export plus réaliste dans des milieux confinés (5%)
- ✓ Temps de restauration généralement plus long pour le phosphore

### **7.5. Limites d'utilisation**

Cette étude, bien qu'ambitieuse et indispensable, a comme toute étude des limites qu'il faut souligner :

- L'estimation des stocks sédimentaires d'azote et de phosphore est basée sur les données disponibles qui parfois sont insuffisantes pour avoir une idée fiable de l'état actuel du sédiment. Le manque de répliqués dans des milieux relativement hétérogènes ou l'absence d'informations depuis plus de 10 ans rend l'estimation parfois hasardeuse.

- L'étude des flux à l'interface entre le compartiment benthique et la colonne n'a été réalisée que sur 6 stations le long du gradient d'eutrophisation. En effet, la végétation, le taux de sédimentation ainsi que plus généralement les processus de reminéralisation peuvent être très différents dans les lagunes profondes (zone d'atterrissement) où oligo-halines. L'utilisation des données obtenues sur des lagunes types pour l'estimation du temps de restauration de l'ensemble des lagunes doit être reconsidérée. De plus, les flux hivernaux n'ont pu être quantifiés dans cette étude.
- Enfin les hypothèses de travail pour la définition des scénarios "types" de restauration (exports total, apports nuls, pas de changement de la structure de la communauté...) rendent compte d'un temps de restauration optimiste et indépendant de la typologie de la lagune. Le rôle de ces paramètres est discuté mais leur connaissance est indispensable pour l'estimation des temps de restauration du sédiment.



## 8. Conclusions et Perspectives du projet

Cette étude, focalisée sur le couplage entre le compartiment benthique et la colonne d'eau, est la **première à permettre l'estimation, des stocks et du temps de restauration du sédiment des lagunes méditerranéennes**. La méthodologie utilisée (calculs des stocks, estimation des flux à l'interface et intégration numérique) est adaptée pour répondre aux objectifs de l'étude. Elle a permis d'estimer un temps de restauration sous condition que les apports soient nuls et l'export total. Bien que ces estimations soient basées sur des hypothèses fortes, elles soulignent le **rôle central du compartiment benthique** dans les processus de restauration des lagunes méditerranéennes. **L'estimation du temps de restauration du sédiment en prenant en compte une exportation de matière faible mais plus caractéristique des lagunes met en évidence des temps de restauration beaucoup plus longs pour l'azote (entre 50 et 100 ans) et allant jusqu'à dépasser 170 ans dans 50% des cas pour le phosphore.**

Les résultats issus de ce travail illustrent également **la nécessité de qualifier et de quantifier l'influence (1) des apports, (2) de l'export et (3) du rôle des successions écologiques** sur le temps de restauration. La précision de l'estimation passera donc par la caractérisation de ces processus au sein des lagunes méditerranéennes.

Les apports d'eau et de matière sont propres à chaque masse d'eau et dépendent des caractéristiques de leur bassin versant et des usages. La réflexion sur les "Apports Bassin Versant" menée par l'Agence de l'Eau RM&C vise à mettre en place une méthodologie pour estimer des débits liquides et des flux d'azote et de phosphore selon des typologies de bassin versant. Les sorties de cette étude sont un pré-requis **indispensable pour quantifier les charges externes** et préciser le bilan hydrique de chaque lagune selon des conditions météorologiques types (événements pluvieux, périodes sèches...).

Concernant l'estimation des exports de matière de la lagune vers la mer, le projet DEPART a débuté en 2013 sur la lagune de Bages-Sigean. Il vise à **quantifier la part de matière minérale et organique exportée vers la mer pour préciser le calcul du temps de restauration** de cette lagune. L'utilisation de typologie pourrait permettre de transférer les connaissances acquises sur ce site atelier à d'autres lagunes méditerranéennes ayant les mêmes caractéristiques.

**La structure du compartiment benthique joue un rôle dans la régulation des flux à l'interface entre le sédiment et la colonne d'eau.** Bien qu'une des questions originales portait sur la compréhension du rôle des herbiers dans la régulation des flux à l'interface entre le compartiment benthique et la colonne d'eau, il n'est pas possible à partir de ce seul travail de conclure avec certitude sur ce point. En effet, la structure des communautés lagunaires est liée à l'état d'eutrophisation. L'étude intègre donc indirectement le rôle des phanérogames marines dans les processus de restauration sans pour autant pouvoir le quantifier. Le projet DEPART, avec une comparaison en hiver et en été de zones avec et sans herbier pour des stocks d'azote et de phosphore équivalents permettra de préciser les hypothèses avancées dans le projet RESTOLAG.

Plus généralement, les successions écologiques au cours de la restauration vont jouer un rôle majeur dans la régulation du cycle de la matière (assimilation, excrétion, reminéralisation...). En effet, **les macrophytes** (et la structure des communautés benthiques plus généralement) ne doivent pas être vues uniquement comme une conséquence de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation mais également comme (1) **un compartiment capable de stocker plus ou**

**moins durablement en fonction de l'organisme et (2) un maillon permettant le transfert de matière vers des niveaux trophiques supérieurs.** La modification du cycle de la matière par ces espèces structurantes ou les organismes qui leur sont associés peut conduire ainsi à une réduction des concentrations d'azote et de phosphore disponibles dans la colonne d'eau pour les organismes opportunistes. La consommation des macrophytes par des organismes brouteurs pourrait même permettre l'exportation vers la mer de matière via les espèces mobiles. A terme, la compréhension des successions de macrophytes permettrait donc de mieux définir le temps de restauration des lagunes vis-à-vis de l'eutrophisation.

Enfin, l'outil GAMELAG développé dans le cadre du RSL vise à estimer les flux maximaux admissibles d'azote et de phosphore par lagune. La pertinence des sorties de cet outil dépendra de notre capacité à (1) quantifier les forçages (charges externes et internes) et les exports de matière et (2) conceptualiser les échanges entre les compartiments. **L'étude RESTOLAG fournit aujourd'hui une paramétrisation, propre aux lagunes méditerranéennes, de la relation entre les flux de nutriments (d'azote et de phosphore) à l'interface compartiment benthique - colonne d'eau et les stocks sédimentaires.** De la même manière, les études en cours (DEPART porté par Ifremer et la réflexion sur les "Apports Bassin Versant" menée par l'AERM&C) et futures (successions écologiques) viendront dans un premier temps fiabiliser l'estimation des flux maximaux admissibles et dans un deuxième temps tester, grâce à l'outil GAMELAG, l'impact de différents scénarios (gestion des apports, successions écologiques...) sur le temps de restauration.



## 9. Références bibliographiques

- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar Ecol Prog Ser* 210, 223-253.
- de Wit, R., Stal, L.J., Lomstein, B.A., Herbert, R.A., van Gernerden, H., Viaroli, P., Cecherelli, V.U., Rodriguez-Valera, F., Bartoli, M., Giordani, G., Azzoni, R., Schaub, B., Welsh, D.T., Donnelly, A., Cifuentes, A., Anton, J., Finster, K., Nielsen, L.B., Pedersen, A.G.U., Neubauer, A.T., Colangelo, M.A., Heijs, S.K., 2001. ROBUST: The ROle of BUffering capacities in STabilising coastal lagoon ecosystems. *Cont Shelf Res* 21, 2021-2041.
- del Giorgio, P.A., Williams, P.J., 2005. *Respiration in Aquatic Ecosystems*. Oxford University Press, Oxford.
- Denis, L., Grenz, C., Alliot, E., Rodier, M., 2001. Temporal variability in dissolved inorganic nitrogen fluxes at the sediment-water interface and related annual budget on a continental shelf (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta* 24, 85-97.
- Duarte, C., Conley, D., Carstensen, J., Sánchez-Camacho, M., 2009. Return to *Neverland*: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries* 32, 29-36.
- Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., Apitz, S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science - A revision of concepts. *Estuar Coast Shelf Sci* 74, 349-366.
- Eyre, B., Ferguson, A., Webb, A., Maher, D., Oakes, J., 2011. Denitrification, N-fixation and nitrogen and phosphorus fluxes in different benthic habitats and their contribution to the nitrogen and phosphorus budgets of a shallow oligotrophic sub-tropical coastal system (southern Moreton Bay, Australia). *Biogeochemistry* 102, 111-133.
- Eyre, B.D., Ferguson, A.J.P., 2002. Comparison of carbon production and decomposition, benthic nutrient fluxes and denitrification in seagrass, phytoplankton, benthic microalgae- and macroalgae-dominated warm-temperate Australian lagoons. *Mar Ecol Prog Ser* 229, 43-59.
- Eyre, B.D., Ferguson, A.J.P., 2005. Benthic metabolism and nitrogen cycling in a subtropical east Australian estuary (Brunswick): Temporal variability and controlling factors. *Limnol Oceanogr* 50, 81-96.
- Fiandrino, A., de Wit, R., Ouisse, V., Lagarde, F., Malet, N., Dumas, F., en préparation. Mixing volume : an hydrodynamic indicator in biological world.
- Fiandrino, A., Lagarde, F., Le Gall, P., Messiaen, G., Chiantella, C., Roucher, B., Meyer, J. (2012) Développement d'une méthode d'estimation des débits dans les graus de lagunes. Application sur la lagune de Bages-Sigean. Agence de l'eau, Ref. RST/LER/LR 12-02, 64p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00060/17104/>
- Geyer, W.R., Morris, J.T., Pahl, F.G., Jay, D.A., 2000. Estuarine science: A synthetic approach to research and practice, in: Hobbie, J.E. (Ed.), *Interaction between physical processes and ecosystem structure : A comparative approach*. Island Press, Washington, D.C., pp. 177-206.
- Ifremer, 2006. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2005. Rapport RSL-06/2006, 434 p
- Ifremer, 2012. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2011. Rapport RSL-12/2012, 277 p
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T., Jensen, J., 2007. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584, 239-252.
- Lillebo, A.I., Neto, J.M., Flindt, M.R., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2004. Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 61, 101-109.

Monsen, N.E., Cloern, J.E., Lucas, L.V., Monismith, S.G., 2002. The use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnol Oceanogr* 47, 1545-1553.

Scheffer, M., van Nes, E., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584, 455-466.

Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509, 135-145.

Souchu, P., Bec, B., Smith, V.H., Laugier, T., Fiandrino, A., Benau, L., Orsoni, V., Collos, Y., Vaquer, A., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 743-753.

Thouzeau, G., Grall, J., Clavier, J., Chauvaud, L., Jean, F., Leynaert, A., ni Longphuir, S., Amice, E., Amouroux, D., 2007. Spatial and temporal variability of benthic biogeochemical fluxes associated with macrophytic and macrofaunal distributions in the Thau lagoon (France). *Estuar Coast Shelf Sci* 72, 432-446.