



# Etude pour le maintien de l'équilibre bio-sédimentaire des plages du Nord-Est dans le Bassin d'Arcachon

Rapport final, annexe 5

Conséquence de l'éradication de l'espèce invasive *Spartina anglica*  
(Phanérogame) sur la faune benthique associée

**BRGM/RP-53282-FR**

Juillet 2004

Étude réalisée dans le cadre des opérations  
de Service public du BRGM 2003 SP03AQI034

**Maud Cottet, Xavier de Montaudouin, et Hugues Blanchet**

(UMR 5805 Université Bordeaux 1 CNRS)



Mots clés :

Faune, Benthos, Haute-slikke, Slikke, *Spartina anglica*, Eradication, Arcachon

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Y.M. Le Nindre, J.E. Levasseur, S. Benhammouda, M. Cottet et T. Lafon (2004) - Etude pour le maintien de l'équilibre bio-sédimentaire des plages du Nord-Est dans le Bassin d'Arcachon. Rapport BRGM/RP-53282-FR / Annexe 5. Contrat de sous-traitance Université Bordeaux 1 *Conséquence de l'éradication de l'espèce invasive Spartina anglica (Phanérogame) sur la faune benthique associée* : par Maud Cottet, Xavier de Montaudouin, et Hugues Blanchet. 33 p.

© BRGM, 2004, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

## **Remerciements**

Mes remerciements sont tout d'abord adressés à:

- M. le Professeur P. CHARDY pour m'avoir accueillie au sein du Laboratoire d'Océanographie Biologique d'Arcachon,
- M. le Professeur P. CASTAING pour m'avoir permise d'intégrer le MASTER 2<sup>ème</sup> année ENVOLH,
- M. Y.-M. LE NINDRE (BRGM), M. le Professeur R. MICHALET, M. T. LAFONT (Université Bordeaux 1) et M. le Professeur J.E. LEVASSEUR (Université Rennes 1) pour leurs conseils avisés lors de mon étude.

Je remercie surtout mon fabuleux maître Xavier de MONTAUDOUIN pour m'avoir fait partager ses connaissances et son expérience tout au long de mon stage. Je le remercie d'autant plus pour sa disponibilité malgré son emploi du temps très chargé.

Je remercie également Hugues BLANCHET pour son aide précieuse dans mon étude et surtout pour sa patience.

Je remercie également M. J.-C. SORBE pour son aide dans la détermination des crustacés.

Je tiens à remercier Nicolas LAVESQUE pour sa bonne humeur et son aide lors de mes échantillonnages.

Dans la catégorie des gros bras je tiens à remercier Pascal LEBLEU, Cécile, Magali, Géraldine et Marie-Céline.

Enfin je remercie tout le personnel, étudiant (Cél & Val & Co) ou non, de la Station Marine.

Cette étude a été partiellement financée par le BRGM dans le cadre du Contrat Plan Etat Région 2000-06, volet 'nettoyage du Domaine Publique Maritime' (Maîtrise d'Ouvrage : Syndicat Mixte Intercommunal du Bassin d'Arcachon et Section Régionale Conchylicole).



## SOMMAIRE

<b><u>1.</u></b>	<b><u>INTRODUCTION</u></b> .....	<b>7</b>
<b><u>2.</u></b>	<b><u>MATÉRIEL ET MÉTHODES</u></b> .....	<b>11</b>
<b><u>2.1.</u></b>	<b><u>Sites d'étude</u></b> .....	<b>11</b>
2.1.1.	<u>Le Bassin d'Arcachon</u> .....	11
2.1.2.	<u>Le site d'Arès</u> .....	11
2.1.3.	<u>Le site de Lanton</u> .....	12
<b><u>2.2.</u></b>	<b><u>Caractéristiques et variabilité temporelle des communautés benthiques</u></b> .....	<b>12</b>
<b><u>2.3.</u></b>	<b><u>Cinétique de recolonisation après traitement « d'éradication »</u></b> .....	<b>14</b>
<b><u>2.4.</u></b>	<b><u>Analyse des données</u></b> .....	<b>15</b>
2.4.1.	<u>Indices des communautés benthiques</u> .....	15
2.4.2.	<u>Analyse des Correspondances</u> .....	15
2.4.3.	<u>Analyse statistique</u> .....	16
<b><u>3.</u></b>	<b><u>RÉSULTATS</u></b> .....	<b>17</b>
<b><u>3.1.</u></b>	<b><u>Caractéristiques et variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques</u></b> .....	<b>17</b>
3.1.1.	<u>Caractérisation des milieux</u> .....	17
3.1.2.	<u>Caractérisation des communautés benthiques</u> .....	17
3.1.3.	<u>Communautés benthiques et niveaux hypsométriques (Arès)</u> .....	24
<b><u>3.2.</u></b>	<b><u>Cinétique de recolonisation après traitement d'éradication</u></b> .....	<b>27</b>
3.2.1.	<u>Caractérisation des zones de traitement</u> .....	27
3.2.2.	<u>Recolonisation après traitement d'éradication</u> .....	28
<b><u>4.</u></b>	<b><u>DISCUSSION</u></b> .....	<b>33</b>
<b><u>4.1.</u></b>	<b><u>Les communautés benthiques des prairies de <i>S. anglica</i></u></b> .....	<b>33</b>
<b><u>4.2.</u></b>	<b><u>Impact de l'éradication de la spartine sur la macrofaune benthique associée</u></b> .....	<b>35</b>
<b><u>5.</u></b>	<b><u>CONCLUSION</u></b> .....	<b>37</b>
<b><u>6.</u></b>	<b><u>BIBLIOGRAPHIE</u></b> .....	<b>39</b>

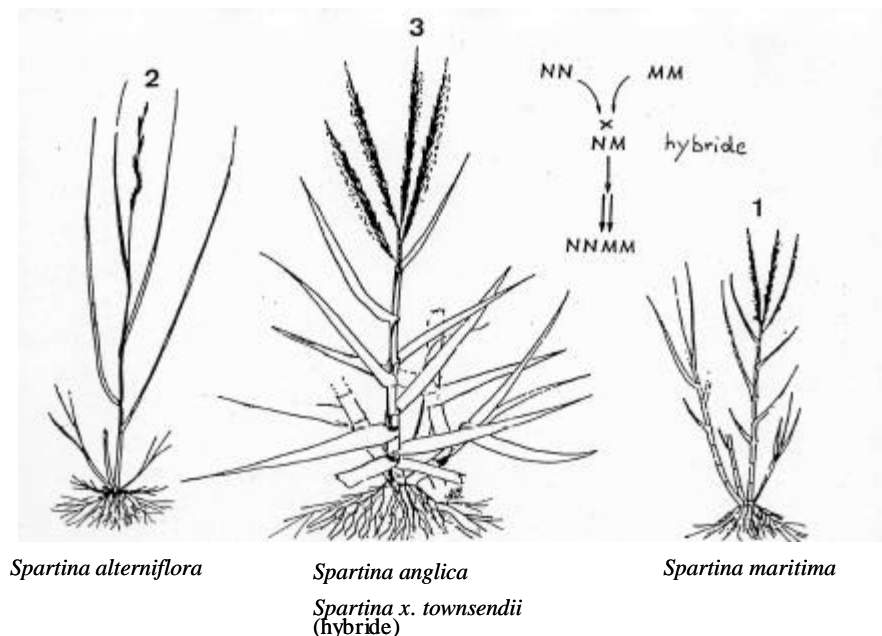


## 1. Introduction

Les spartines sont des poacées (graminées) halophiles de la haute slikke qualifiées d'espèces pionnières du schorre. Deux espèces principales sont présentes au niveau du Bassin d'Arcachon :

➤ *Spartina maritima* (figure 1) est l'espèce européenne native établie sur la haute slikke en bordure externe du marais maritime (BRGM, 2001). Cette plante vivace, haute de 10 à 60 cm (Laporte-Cru, 1989) semble présenter exclusivement une extension végétative lente, la reproduction sexuée n'ayant jamais été observée en France (Baumel *et al.*, 2001).

➤ *Spartina anglica* (figure 1) est une espèce introduite et invasive, haute de 60 à 160 cm, se développant sur la slikke intertidale à Zostères. Cette plante rhizomale se multiplie par dissémination des graines et par croissance latérale végétative ce qui représente un avantage compétitif dans la colonisation de niches écologiques vacantes (Kriwoken & Hedge, 2000). Comme toute espèce pionnière des marais, elle supporte une immersion maximum d'environ cinq heures (BRGM, 2001). Son établissement est plus influencé par les paramètres physiques (sédimentation, salinité) (Onaindia *et al.*, 2001) que par les interactions biologiques (Gray & Raybould, 1997). Le plus bas niveau où des touffes isolées de *S. anglica* ont été observées dans le Bassin est de 2,52 m (zéro hydrographique) (BRGM, 2001).



**Figure 1:** Représentation des différents types de Spartines

*S. anglica* est en fait une espèce « récente ». Historiquement, l'espèce américaine *Spartina alterniflora* a été accidentellement introduite à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle en Baie de Southampton (UK). Elle s'est alors hybridée avec *Spartina maritima* engendrant un hybride stérile *Spartina x. townsendii*. Une spéciation sympatrique allopolyploïdique a donné naissance à l'espèce fertile et invasive *Spartina anglica*. Cette dernière a ensuite colonisé les marais et estuaires anglais et est arrivée dans le nord de la France en 1906 (Baumel *et al.*, 2002). Sa dispersion au nord des côtes bretonnes s'est probablement effectuée par l'intermédiaire des courants marins et des oiseaux (Baumel *et al.*, 2001 ; Onaindia *et al.*, 2001). Possédant la capacité d'accumuler le sédiment, elle a été introduite volontairement dans de nombreux pays (Grande-Bretagne, Pays-Bas, France) afin de fixer les vases littorales, surélever les schorres ou encore protéger les côtes contre l'érosion (Kriwoken & Hedge, 2000 ; Laporte-Cru, 1989). Dans cette optique, elle a été volontairement implantée en 1924 dans l'estuaire de la Gironde puis s'est répandue progressivement au nord et au sud de l'estuaire (Baumel *et al.*, 2001). Décrite pour la première fois en 1985 dans le Bassin d'Arcachon, elle occupait 12 ans plus tard 42% des schorres (Bouchet *et al.*, 1997b).

Si l'impact des spartines sur les caractéristiques sédimentaires et hydrographiques a été facilement évalué, l'effet sur les communautés intertidales animales et végétales reste moins évident (Gray *et al.*, 1997 ; Posey *et al.*, 2003). Cependant, sa capacité à transformer la haute slikke en schorre contribuant à la disparition des herbiers à *Zostera noltii* (Cornette *et al.*, 2000 ; Gray *et al.*, 1997) ou des terrains à Salicornes naturelles (Le Goff *et al.*, 2000) a été démontrée. De plus, les conséquences économiques de son invasion, comme une diminution des espaces de pêches, ont conduit à la création de projets d'éradication (Hacker *et al.*, 2001).

L'éradication de l'espèce invasive *S. anglica* a été envisagée dans de nombreux sites (USA, Australie, France). Les différents projets se sont appuyés sur différentes méthodes. Les traitements chimiques par herbicides (Tasmanie) ou par application de Chaux (bais de Somme, France) semblent être peu efficaces et ont un effet négatif sur la macrofaune benthique (Kriwoken & Hedge, 2000 ; Le Goff *et al.*, 2000). Les travaux mécaniques restent les plus convaincants et sont donc favorisés (Cornette *et al.*, 2000). Cependant, si les travaux ne concernent que la surface du sédiment (tassage, fauche), ils restent faiblement efficaces (Le Goff *et al.*, 2000). En revanche, des travaux profonds éradiquant les racines et rhizomes, tels que les arrachages et labours, ainsi que l'étouffement des plantes sont plus probants (Le Goff *et al.* 2000 ; Kriwoken & Hedge, 2000).

L'éradication des spartines peut soulever le problème de la disparition d'une fonction écologique qu'il reste à identifier. Par exemple, la spartine est reconnue, comme les autres

plantes du schorre, pour avoir un rôle significatif dans le piégeage des métaux (Windham *et al.*, 2003), comme source de carbone (Kurata *et al.*, 2001), ou encore comme zone de nidification pour certaines espèces d'oiseaux (Cornette *et al.*, 2000). De plus, elle peut présenter un avantage paysager par rapport aux vasières (Cornette *et al.*, 2000 ; Kriwoken & Hedge, 2000).

Il existe cependant encore peu d'études concernant le rôle du schorre dans la productivité des invertébrés marins et, en amont, la caractérisation des communautés d'invertébrés.

Le premier objectif de cette étude a donc été de caractériser la macrofaune benthique associée aux prairies de spartine du Bassin d'Arcachon. Une étude d'impact de l'éradication mécanique des spartines, par les techniques d'arrachage et de retournement, sur les communautés benthiques associées aux spartines a été le second objectif de l'étude.



## **2. Matériel et méthodes**

### **2.1. Sites d'étude**

#### **2.1.1. Le Bassin d'Arcachon**

Le Bassin d'Arcachon est une lagune semi-fermée de régime macrotidal. Situé entre 44°38' N et 44°46' N et 01°01' W et 01°15' W, il constitue la seule échancrure du littoral aquitain. Le bassin occupe une superficie de 180 km<sup>2</sup> dont 115 km<sup>2</sup> émergeant à marée basse (domaine intertidal). Il existe un gradient de salinité du sud-ouest (eaux océaniques) vers l'est/nord-est (dilution par les eaux du delta de la Leyre et des nappes phréatiques).

Deux grandes zones morphodynamiques peuvent être décrites :

- **Le bassin externe** est représenté par le domaine des passes et des grands chenaux. Les agents hydrodynamiques dominants dans cette zone sont les courants de marées et la houle.
- **Le bassin interne** est majoritairement constitué de platiers intertidaux. Ces estrans occupent les deux tiers de la surface de la lagune et sont entrecoupés par un réseau anastomosé de chenaux méandriformes (Bouchet *et al.*, 1997a). Ceux-ci se regroupent pour former deux chenaux principaux profonds (Chenal du Teychan et du Piquey) se réunissant en un seul chenal qui aboutit au niveau du bassin externe.

L'ensemble de nos suivis et/ou expériences a été mené sur les sites d'Arès et Lanton.

#### **2.1.2. Le site d'Arès**

Ce site (44°45'65 N et 1°08'96 W) se trouve dans la partie nord du Bassin, à proximité du port ostréicole d'Arès (figure 2). L'environnement bio-sédimentaire de la zone étudiée est un faciès à *Hydrobia ulvae* (sable vaseux) associé à un faciès à *Hediste (=Nereis) diversicolor* (vase sableuse). La côte est en phase d'érosion avec un affleurement de l'aliolite et formation de microfalaises (BRGM, 2001). Les eaux surnageantes, qualifiées de néritiques internes, sont caractérisées par une salinité variant de 22 à 32 ‰ et une température variant de 1 à 35°C selon les saisons.

La zone expérimentale est située en limite de la réserve naturelle des prés salés d'Arès-Lèges Cap Ferret et présente un niveau hypsométrique de 2,75 m. Le choix s'est porté sur cette zone en raison de la présence d'une mosaïque d'habitats : zostères naines (*Zostera noltii*), sédiments nus et vastes surfaces couvertes par la spartine anglaise *Spartina anglica*.

### **2.1.3. Le site de Lanton**

Ce site (44°42'90 N 1° 04'30 W) se trouve dans la partie Est du Bassin au niveau du port de Taussat (figure 2) à un niveau hypsométrique de 2,83 m. L'environnement bio-sédimentaire de la slikke étudiée est un faciès à *Hydrobia ulvae* (sable vaseux). La résultante des processus actuels d'érosion et sédimentation de la zone est un empâtement des chenaux et un dépôt de vase argileuse (BRGM, 2001). Les eaux surnageantes présentent les mêmes caractéristiques que celles d'Arès.

Ce site a été choisi car il permettait

1. de comparer les communautés benthiques avec celles d'Arès dans des habitats similaires (*S. anglica*, *Z. noltii*)
2. de comparer les communautés benthiques dans les tâches de *Spartina anglica* (espèce introduite) et *Spartina maritima* (espèce native).

## **2.2. Caractéristiques et variabilité temporelle des communautés benthiques**

Les communautés macrobenthiques ont été échantillonnées afin :

- de comparer la faune des spartines anglaises à celles
  - des herbiers à *Zostera noltii* et des sables envasés nus à Arès
  - des herbiers à *Zostera noltii* et des spartines maritimes à Lanton.
- de suivre et comparer l'évolution spatio-temporelle de la faune à Lanton et Arès entre janvier et mai 2004 (suivi mensuel).
- de caractériser la variabilité spatiale à l'échelle d'une prairie de spartine.

Dans tous les cas le protocole d'échantillonnage a été le suivant :

1. Quatre carottes de 67 cm<sup>2</sup> de surface et 15 cm de profondeur ont été mensuellement prélevées au hasard dans les différents milieux de janvier à mai 2004. Les prélèvements ont été tamisés sur place (maille de 1 mm) et les refus gardés dans des flacons. La macrofaune épigée de taille plus importante a été échantillonnée à la main dans quatre cadres de 0,25 m<sup>2</sup> au niveau de chaque milieu. L'ensemble des échantillons a été fixé au formol à 4% et coloré au rose Bengale. Un inventaire des espèces est alors réalisé pour chaque échantillon. Pour cela, la faune a été triée, identifiée au plus petit taxon possible et dénombrée. La biomasse a été estimée en déduisant du poids sec des organismes le poids sec des cendres après une calcination

de deux heures à 550°C. Elle a été exprimée en g pssc (gramme de poids sec sans cendre).

2. Les caractéristiques du milieu ont été précisées en début et fin du suivi, une estimation quantitative du couvert végétal a été réalisée sur chaque milieu. Pour cela, les tiges ont été dénombrées dans 4 cadres de 0,25 m<sup>2</sup> choisis au hasard. Au laboratoire, la végétation a été séchée à l'étuve à 60°C afin d'estimer un poids sec par m<sup>2</sup>. L'estimation de la végétation des herbiers à petite zostère s'est faite grâce à la détermination du poids sec végétal d'une carotte de 9,3 cm de diamètre.

Une étude du sédiment a été réalisée. Pour cela, une carotte de 2,8 cm de diamètre a été prélevée au niveau de chaque milieu. Afin de déterminer la matière organique totale, un aliquot de chaque échantillon homogénéisé a été prélevé et séché à l'étuve à 60°C pendant 48 heures minimum. Pesé, il a été ensuite calciné pendant deux heures à 550°C. Ainsi, la différence entre la poids sec et poids sec sans cendres donne le poids de matière organique de l'échantillon. Pour déterminer la granulométrie, les échantillons ont été tamisés sur une colonne humide de 5 tamis de mailles : 1000 µm, 500 µm, 250 µm, 125 µm et 63 µm.

La méiofaune a été sommairement et ponctuellement caractérisée. Sur le site d'Arès, deux carottes de 2,8 cm de diamètre ont été prélevées au hasard sur chaque milieu. Au laboratoire, les échantillons ont été tamisés sur une maille de 63 µm, formolés et colorés au Rose Bengale. Les individus ont été déterminés au niveau de l'embranchement et dénombrés.

3. La variabilité spatiale de la macrofaune benthique dans les prairies de spartines a été étudiée. Pour cela, à Arès, le couvert végétal a été estimé, une étude de la macrofaune a été réalisée sur un transect O-E de 6 stations, la station 1 (st1) étant la plus basse sur la slikke et la station 6 (st6) la plus haute. Ces 6 stations sont espacées respectivement de 29 m (st1-st2), 93 m (st2-st3), 96 m (st3-st4), 87 m (st4-st5) et 75 m (st5-st6) (figure 2).

Une carotte de 35 cm de profondeur et 10 cm de diamètre a été prélevée à chaque station pour étudier la granulométrie en fonction de la profondeur (figure 3).

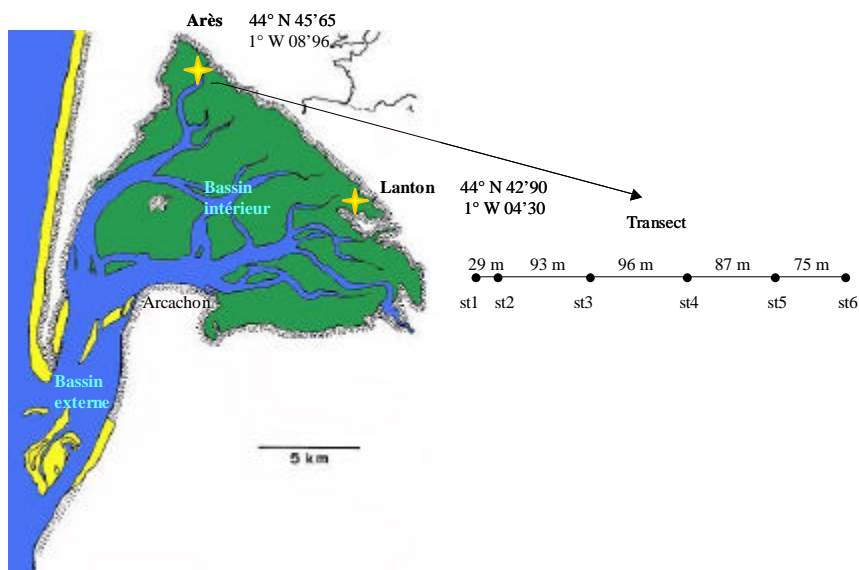


Figure 2 : Sites d'étude



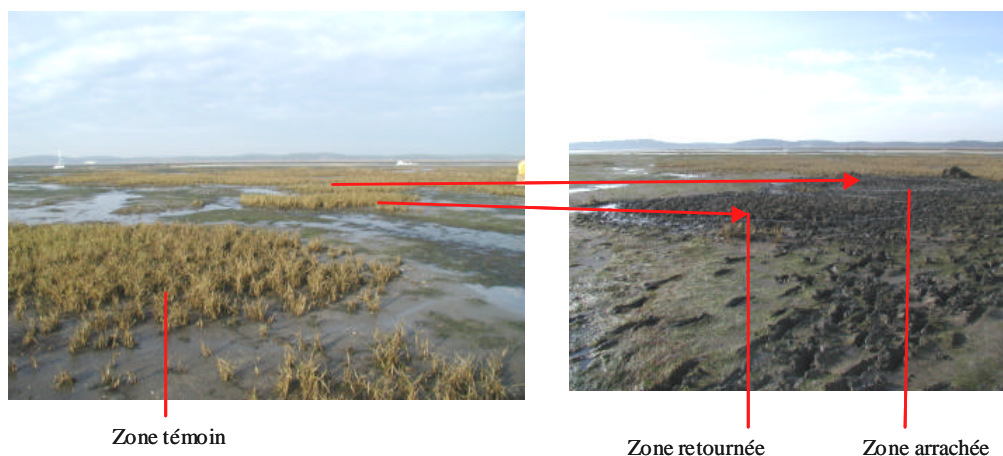
Figure 3 : carottage en fonction de la profondeur-Arès

### 2.3. Cinétique de recolonisation après traitement « d'éradication »

La recolonisation du milieu après deux types de traitement d'éradication des spartines a été expérimentalement suivie. Pour cela, trois tâches de spartines ont été traitées (figure 4) :

- Une tâche de *Spartina anglica* de 35 m<sup>2</sup> a été entièrement arrachée à l'aide de pelles et fourches et encadrée à l'aide de piquets et cordons.
- Une seconde tâche de 28 m<sup>2</sup> a été retournée. Les spartines ont donc été d'abord arrachées, puis replacées les rhizomes et racines à l'air libre.
- Une troisième tâche de 53 m<sup>2</sup> a servi de zone témoin.

Un suivi hebdomadaire de la macrofaune a été réalisé les trois premières semaines puis tous les quinze jours. Le protocole suivi est identique au suivi mensuel.



**Figure 4 : zones d'éradication d'Arès**

## **2.4. Analyse des données**

### **2.4.1. Indices des communautés benthiques**

La richesse spécifique (nombre total d'espèces), l'abondance (nombre d'individus/m<sup>2</sup>) et la biomasse (g pssc/m<sup>2</sup>) ont été déterminées.

Deux indices supplémentaires ont été calculés pour la macrofaune :

- L'indice de Shannon :  $H' = -\sum p_i \log_2(p_i)$  où  $p_i$  est l'abondance relative de l'espèce  $i$ . Cet indice de diversité a une valeur qui augmente lorsque la richesse spécifique augmente et lorsque le nombre d'individus par espèce se rapproche de l'égalité.
- L'indice d'équitabilité :  $J = H' / \log_2(S)$  où  $S$  est la richesse spécifique. Cet indice évalue l'équirépartition des espèces présentes dans la communauté étudiée.  $J$  varie entre 0 (dominance absolue d'une espèce) et 1 (équitabilité entre toutes les espèces).

### **2.4.2. Analyse des Correspondances**

Une Analyse des Correspondances a été réalisée (logiciel STATISTICA). Cette méthode descriptive permet une représentation graphique des données dans un nouvel espace à dimension réduite dont les nouveaux axes sont des axes d'inertie. Elle s'effectue sur une matrice « prélèvements  $\times$  espèces » où les données ont été transformées en  $\log_{10}(x_i+1)$ , avec  $x_i$  = l'abondance de l'espèce  $i$ , et est basée sur la distance du  $\chi^2$ , recommandée pour éviter que la double absence d'une espèce entre deux stations soit un critère de similarité. Cette méthode a été utilisée pour visualiser l'évolution des communautés benthiques en fonction du temps au niveau de chaque milieu et de chaque expérience. Les espèces rares, définies dans cette étude comme espèces n'ayant été recensées qu'une fois, seront retirés de ces analyses.

### **2.4.3. Analyse statistique**

Une analyse de variance (ANOVA) a été effectuée pour évaluer les différences spatiales et/ou temporelles des prélèvements sont significatives en terme d'abondance, biomasse et richesse spécifique. L'homogénéité des variances a été préalablement vérifiée par un test de Cochran. Dans le cas où une hétérogénéité des variances a été observée, les données ont été transformées en  $\log_{10}(x+1)$  permettant ainsi d'homogénéiser les variances. Le cas échéant, un test non paramétrique de Kruskal Wallis a été utilisé.

### **3. Résultats**

#### **3.1. Caractéristiques et variabilité spatio-temporelle des communautés benthiques**

##### **3.1.1. Caractérisation des milieux**

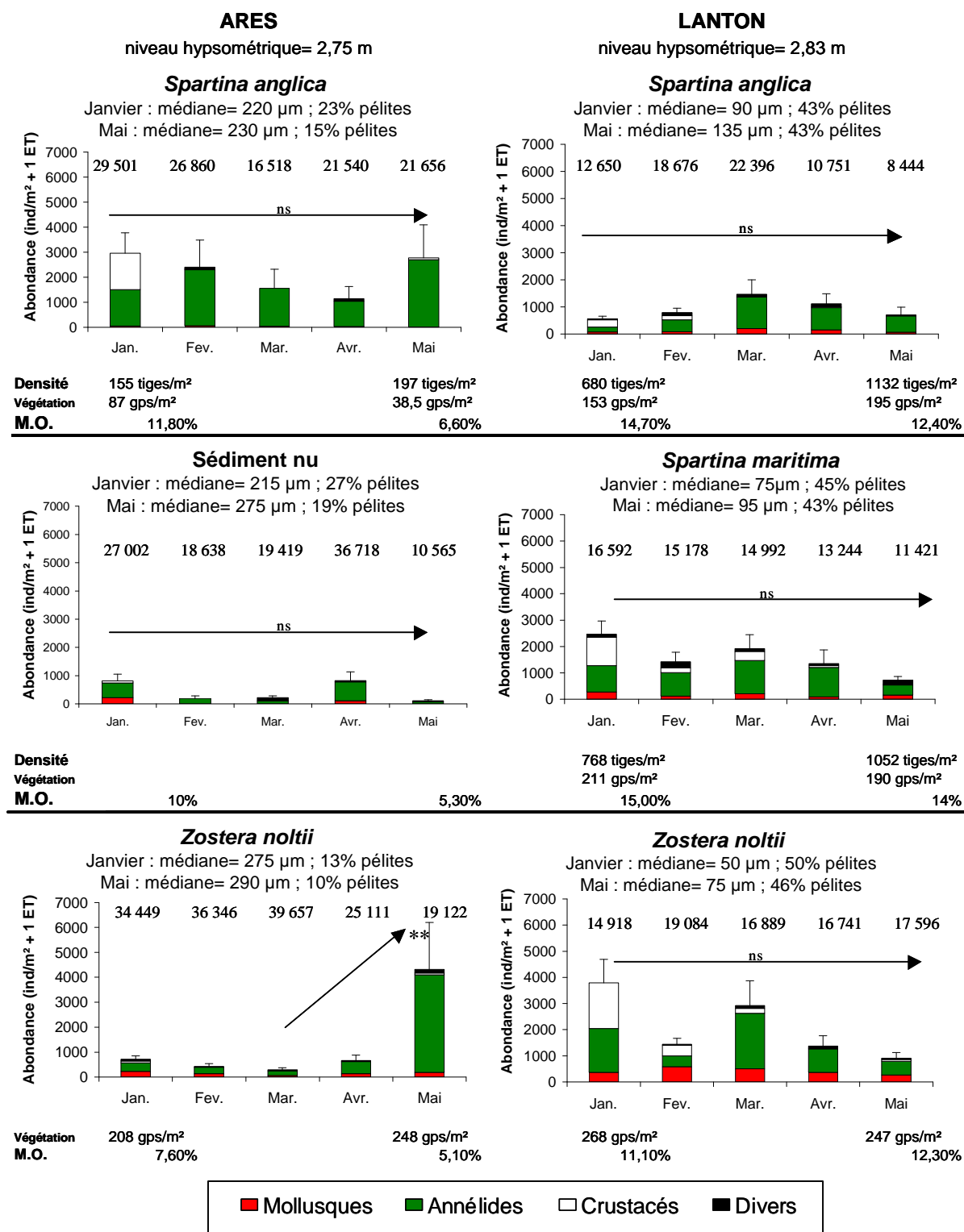
Arès est caractérisé par des sables fins fortement envasés dans les prairies à *S. anglica*, des sables fins et moyens fortement envasés au niveau des sédiments nus et de sables moyens envasés au niveau des herbiers à *Z. noltii* (figure 5). La matière organique superficielle (3 premiers centimètres) est respectivement de 11,8%, 10,0% et de 7,6% en janvier et diminue légèrement au niveau de chaque milieu en mai. Le site de Lanton est plus envasé. En effet, des vases sableuses sont associées aux prairies de *S. anglica* et *S. maritima* et de la vase/vase sableuse au herbiers à *Z. noltii*. Les pourcentages de matière organique au niveau des prairies de *S. anglica*, *S. maritima* et des herbiers à *Z. noltii* sont similaires à ceux d'Arès avec des valeurs respectivement comprises entre 14,7-12,4%, 15,0-14,0% et 11,1-12,3%. La densité du couvert végétal augmente entre janvier et mai à Arès (+ 40 tiges/m<sup>2</sup>) et à Lanton (+ 452 tiges/m<sup>2</sup> et + 284 tiges/m<sup>2</sup> respectivement pour *S. anglica* et *S. maritima*). La biomasse végétale diminue à Arès au niveau des spartines anglaises (plantes plus petites en mai) et à Lanton au niveau des spartines maritimes et de l'herbier à petites zostères. Ce poids sec augmente dans les herbiers à *Z. noltii* d'Arès et dans les prairies de *S. anglica* de Lanton.

##### **3.1.2. Caractérisation des communautés benthiques**

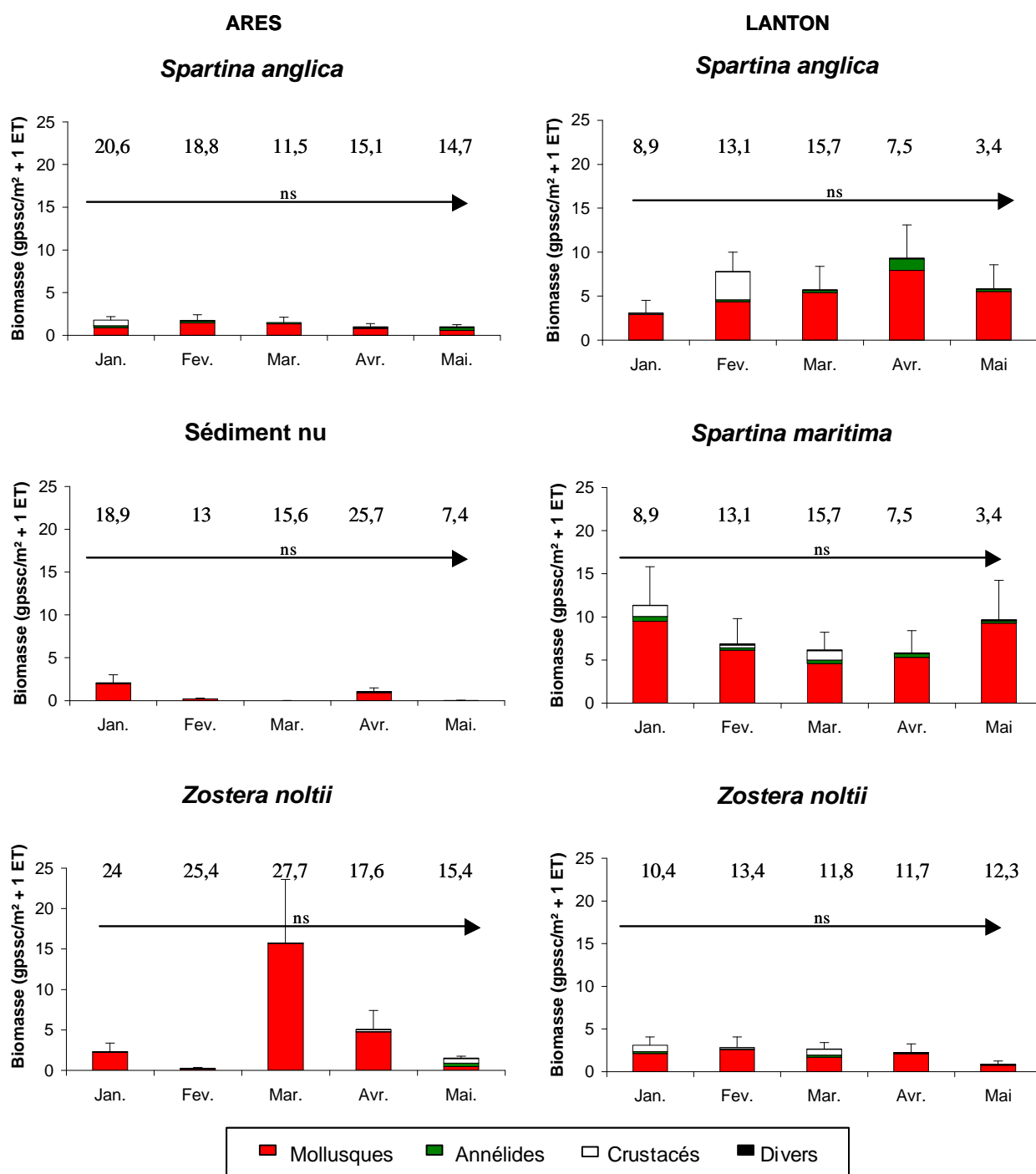
➤ Le gastéropode *Hydrobia ulvae* représente 90% de l'abondance totale quelque soit le milieu ou le site d'étude (figure 5) avec des valeurs comprises entre 8 444 et 39 657 ind/m<sup>2</sup>. Il sera donc retiré des figures et des tests statistiques. En moyenne, le groupe zoologique qui domine ensuite les abondances est celui des annélides. A Arès, les abondances de la macrofaune benthique sont constantes de janvier à mai 2004 au niveau des prairies de *S. anglica* (moyenne de 2136 ind/m<sup>2</sup>) et du sédiment nu (moyenne de 433 ind/m<sup>2</sup>). Une augmentation significative ( $p < 0,01$ ), d'un facteur 14 entre mars et mai, est observée dans les herbiers à *Z. noltii*. A Lanton, l'abondance de la macrofaune benthique est la plus faible ( $p < 0,05$ ) au niveau des prairies *S. anglica* (moyenne de 933 ind/m<sup>2</sup>) et la plus élevée dans les herbiers à *Z. noltii* (moyenne de 2090 ind/m<sup>2</sup>), les prairies de *S. maritima* présentant des abondances intermédiaires (moyenne de 1577 ind/m<sup>2</sup>).

Il n'existe aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) entre les abondances de la macrofaune des différentes prairies de spartines (*S. anglica* d'Arès, *S. anglica* et *S. maritima* de Lanton) et entre les différents herbiers à *Z. noltii*.

➤ En terme de biomasse, le gastéropode *H. ulvae* représente 90% de la biomasse totale quelque soit le site ou le milieu (figure 6) et sera donc, comme pour l'abondance, retiré des analyses. Même sans hydrobies, les mollusques représentent le groupe zoologique dominant des biomasses. A Arès, la biomasse de la macrofaune benthique ne varie significativement ni temporellement, ni spatialement. Les valeurs moyennes (en g pssc/m<sup>2</sup>) sont respectivement de 1,38, 0,67 et 4,90 pour les zones à *S. anglica*, le sédiment nu et *Z. noltii*. A Lanton, la biomasse de la macrofaune benthique est stable dans le temps ( $p > 0,05$ ) mais varie en fonction du milieu. En effet, la biomasse des herbiers à *Z. noltii* (moyenne de 2,34 g pssc/m<sup>2</sup>) est moins importante ( $p < 0,001$ ) que celle des prairies de *S. anglica* (moyenne de 6,36 g pssc/m<sup>2</sup>) et *S. maritima* (moyenne de 7,97 g pssc/m<sup>2</sup>). La biomasse de la macrofaune benthique est constante au cours du temps au niveau de chaque site ( $p > 0,05$ ). Cependant, les prairies de *S. anglica* d'Arès présentent des valeurs inférieures à celles des prairies de *S. anglica* et *S. maritima* de Lanton ( $p < 0,001$ ). La biomasse de la macrofaune benthique des deux herbiers est significativement différente selon les sites ( $p < 0,01$ ).

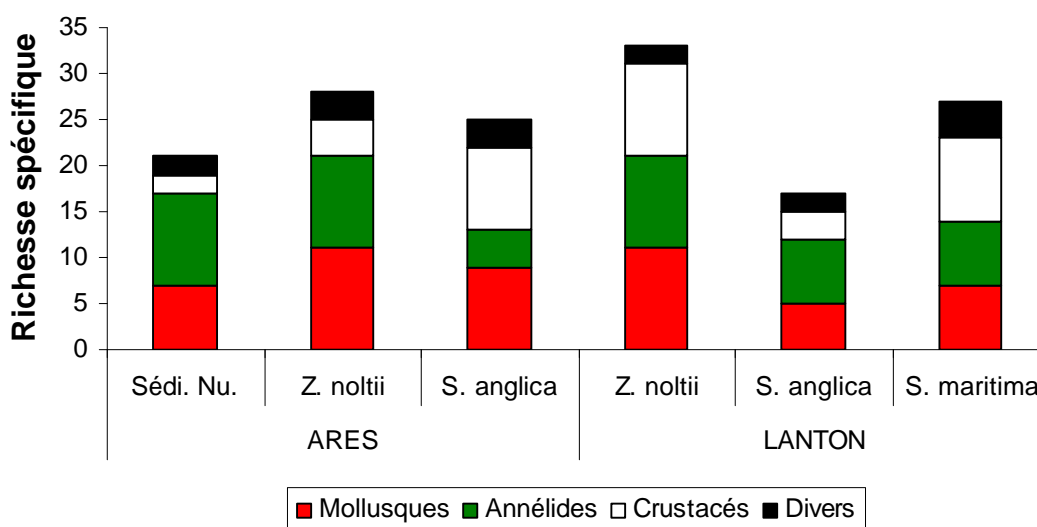


**Figure 5 :** Evolution temporelle des abondances de la macrofaune benthique + 1 écart-type (ET) en ind/m<sup>2</sup> au niveau des prairies de *Spartina anglica*, des sédiments nus et des herbiers à *Zostera noltii* du site d'Arès et des prairies de *Spartina anglica*, *Spartina maritima* et des herbiers à *Zostera noltii* du site de Lanton. Les histogrammes représentent les abondances moyennes sans hydrobie, leurs valeurs étant reportées respectivement au-dessus de chaque barre. Les résultats des analyses de variances sont indiqués selon le code : ns= non significatif (p>0,05), \*\*= p<0,01. Sont également reportés : la densité du couvert végétal (densité) en nombre de tiges/m<sup>2</sup>, la biomasse de la végétation (végétation) en gramme de poids sec/m<sup>2</sup>, le pourcentage de matière organique du sol, les caractéristiques du sédiment de chaque milieu au niveau de chaque site.



**Figure 6 :** Evolution temporelle des biomasses de la macrofaune benthique + 1 écart-type (ET) en gramme de poids sec sans cendres (g pssc)/m<sup>2</sup> au niveau des prairies de *Spartina anglica*, des sédiments nus et des herbiers à *Zostera noltii* du site d'Arès et des prairies de *Spartina anglica*, *Spartina maritima* et des herbiers à *Zostera noltii* du site de Lanton. Les histogrammes représentent les biomasses moyennes sans hydrobie, leurs valeurs étant reportées respectivement au-dessus de chaque barre. Les résultats des analyses de variances sont indiqués selon le code : ns= non significatif (p>0,05).

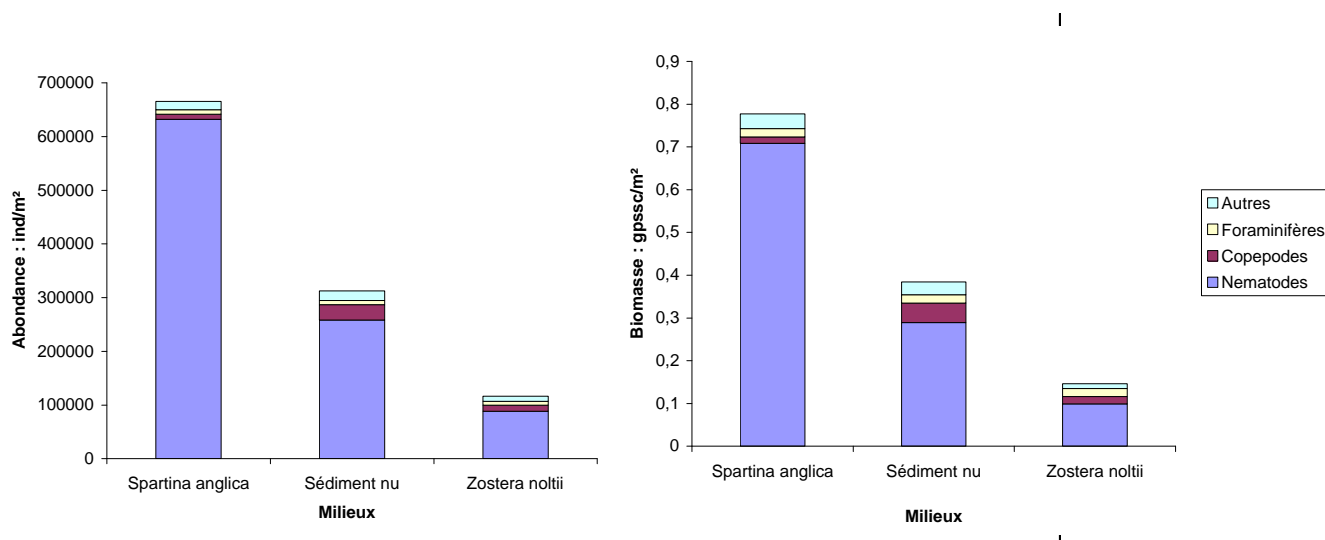
➤ A Arès comme à Lanton, la richesse spécifique de la macrofaune benthique est la plus élevée au niveau des herbiers à *Z. noltii* (figure 7). Celle des prairies de *S. anglica* d'Arès est comparable à celle des prairies de *S. maritima* de Lanton et supérieure à celle des prairies de *S. anglica* de Lanton. L'espèce dominante retirée (*H. ulvae*), l'indice de Shannon ( $H'$ ) moyen est le plus faible au niveau des sédiments nus et des zones à *S. anglica* d'Arès. Les herbiers à *Z. noltii* et la prairie de *S. maritima* présentent les  $H'$  les plus élevés. Malgré le retrait de l'espèce dominante *H. ulvae*, les indices d'équitabilité  $J$  restent faibles.



$H'$ sans hydrobies :	0,57	1,52	0,58	2,03	1,30	1,78
$J$ sans hydrobies :	0,32	0,70	0,37	0,76	0,64	0,73

**Figure 7 :** Richesse spécifique de la macrofaune benthique cumulée de janvier à mai au niveau des prairies de *Spartina anglica*, des sédiments nus et des herbiers à *Zostera noltii* du site d'Arès et des prairies de *Spartina anglica*, *Spartina maritima* et des herbiers à *Zostera noltii* du site de Lanton. Les oligochètes sont compris dans le groupe des annélides en tant qu'une espèce (richesse spécifique minimum). Sont reportés respectivement sous chaque barre les valeurs des indices de Shannon moyen ( $H'$ ) sans hydrobies et des indices d'équitabilités moyen ( $J$ ) sans hydrobies.

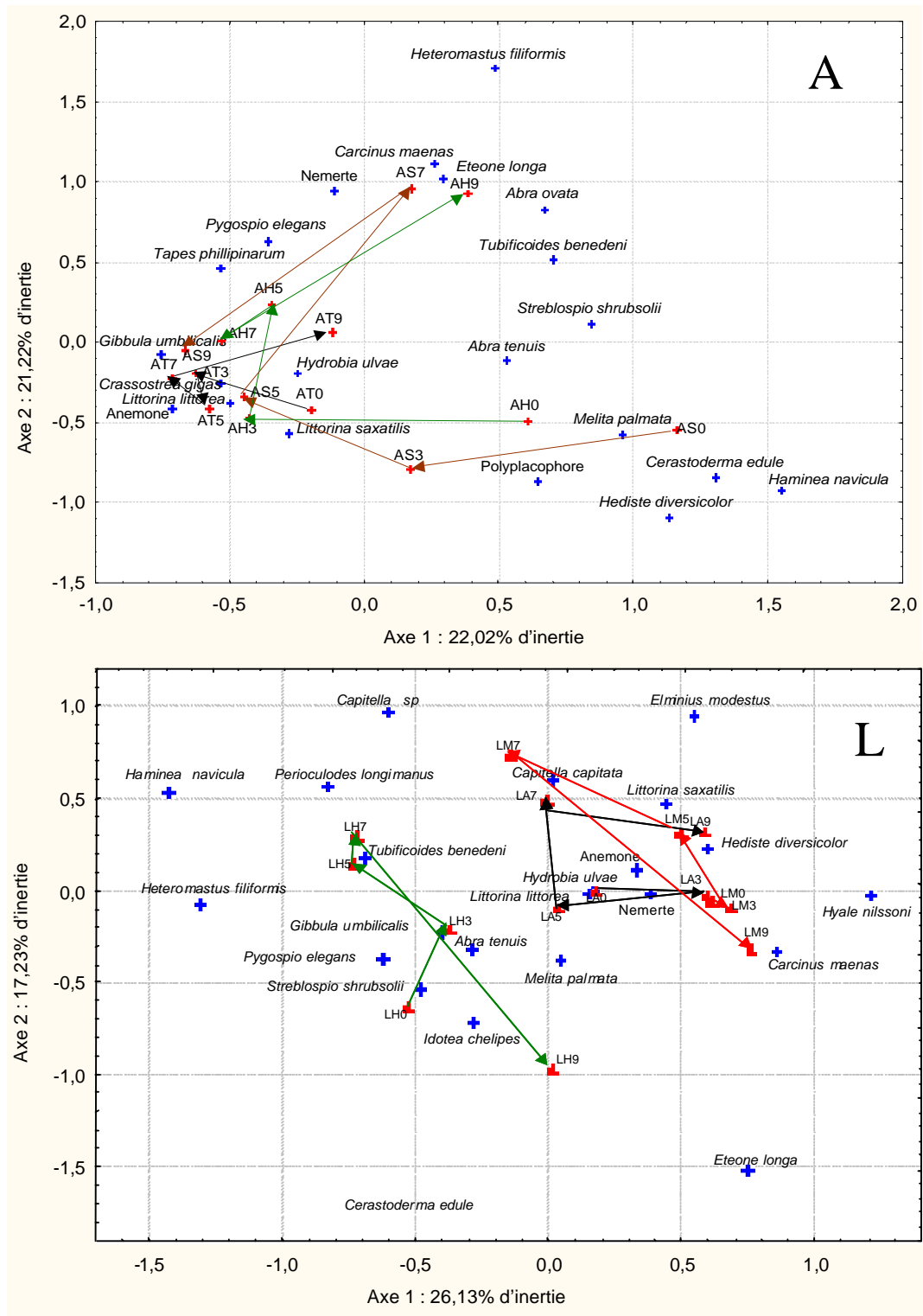
➤ La méiofaune est dominée par le groupe des nématodes à 95% quelque soit le milieu. Les nématodes sont plus abondants au niveau des prairies à *Spartina anglica*. Les abondances totales de la méiofaune sont 3000 fois plus importantes que celles de la macrofaune benthique (figure 8). Les valeurs les plus faibles sont au niveau des herbiers à *Zostera noltii*. Par contre, le rapport de la biomasse de la macrofaune et de la méiofaune est de 1,7 au niveau des prairies de spartines et des sédiments nus, et de 24 au niveau des herbiers à *Z. noltii*.



**Figure 8 :** Représentation de l'abondance en ind/m<sup>2</sup> et de la biomasse en g pssc/m<sup>2</sup> de la méiofaune au niveau des prairies de *S. anglica*, des sédiments nus et des herbiers à *Z. noltii* du site d'Arès

➤ L'évolution temporelle des communautés benthiques, sans oligochètes, est représentée sous forme d'une Analyse des Correspondances dont les deux premiers axes d'inertie représentent 43% de l'inertie totale à Arès et à Lanton (figure 9). Les communautés des prairies de *S. anglica* d'Arès varient peu dans le temps et se composent essentiellement des mollusques *H. ulvae*, *Littorina littorea*, *Crassostrea gigas* (échouages) et d'anémones. Les communautés des herbiers à *Z. noltii* et des sédiments nus présentent une plus grande variabilité de janvier à mai.

A Lanton, l'Analyse des Correspondances discrimine nettement les communautés benthiques des herbiers à *Z. noltii* de celles des prairies de spartines. Les herbiers à petites zostères se composent essentiellement des mollusques *Gibbula umbilicalis* et *Abra tenuis*, de l'annélide oligochète *Tubificoides benedeni*. Les communautés benthiques des prairies de *S. anglica* et *S. maritima* montrent une composition proche des prairies d'Arès.

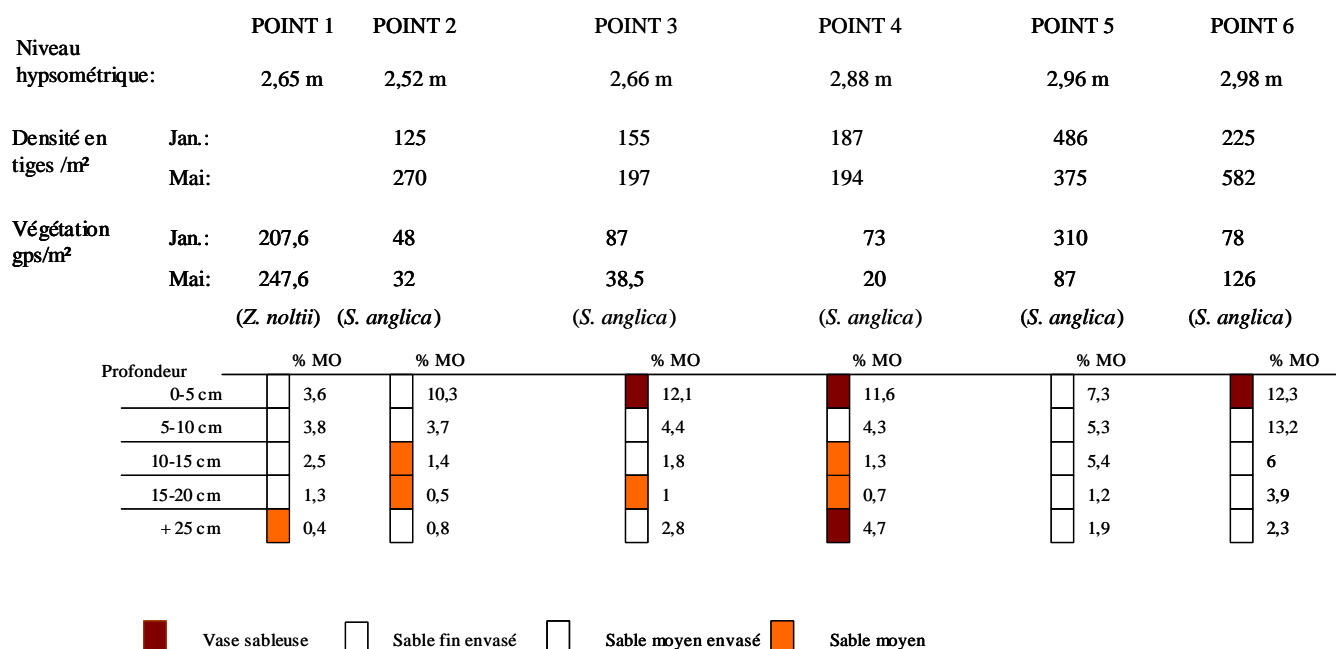


**Figure 9 :** Analyse des Correspondances discriminant les communautés benthiques des différents milieux d'Arès (A) et de Lanton (L) de janvier à mai.

- *S. anglica* d'Arès (AT) et Lanton (LA) en janvier (0), février (3), mars (5), avril (7) et mai (9)
- *Z. noltii* d'Arès (AH) et Lanton (LH) en janvier (0), février (3), mars (5), avril (7) et mai (9)
- Sédiment nu d'Arès (AS) en janvier (0), février (3), mars (5), avril (7) et mai (9)
- *S.maritima* de Lanton (LM) en janvier (0), février (3), mars (5), avril (7) et mai (9)

### 3.1.3. Communautés benthiques et niveaux hypsométriques (Arès)

➤ Les densités du couvert végétal augmentent vers les hauts niveaux (125 tiges/m<sup>2</sup> au point 1 à 225 tiges/m<sup>2</sup> au point 6) et entre janvier et mai (figure 10). En moyenne, le poids sec de végétation augmente du point 1 au point 6 mais diminue entre janvier et mai du fait de la taille plus restreinte des spartines en mai (fanaison hivernale). La matière organique superficielle est plus importante au niveau des prairies de spartines. Le pourcentage de matière organique diminue en fonction de la profondeur quelque soit le milieu. En surface, des sables moyens sont au niveau des bas niveaux (point 1 et 2) puis le sédiment devient plus fin vers le haut de plage. Parallèlement, les sables moyens de surface des bas niveaux sont retrouvés entre 5 et 15 cm de profondeur dans les stations les plus hautes.



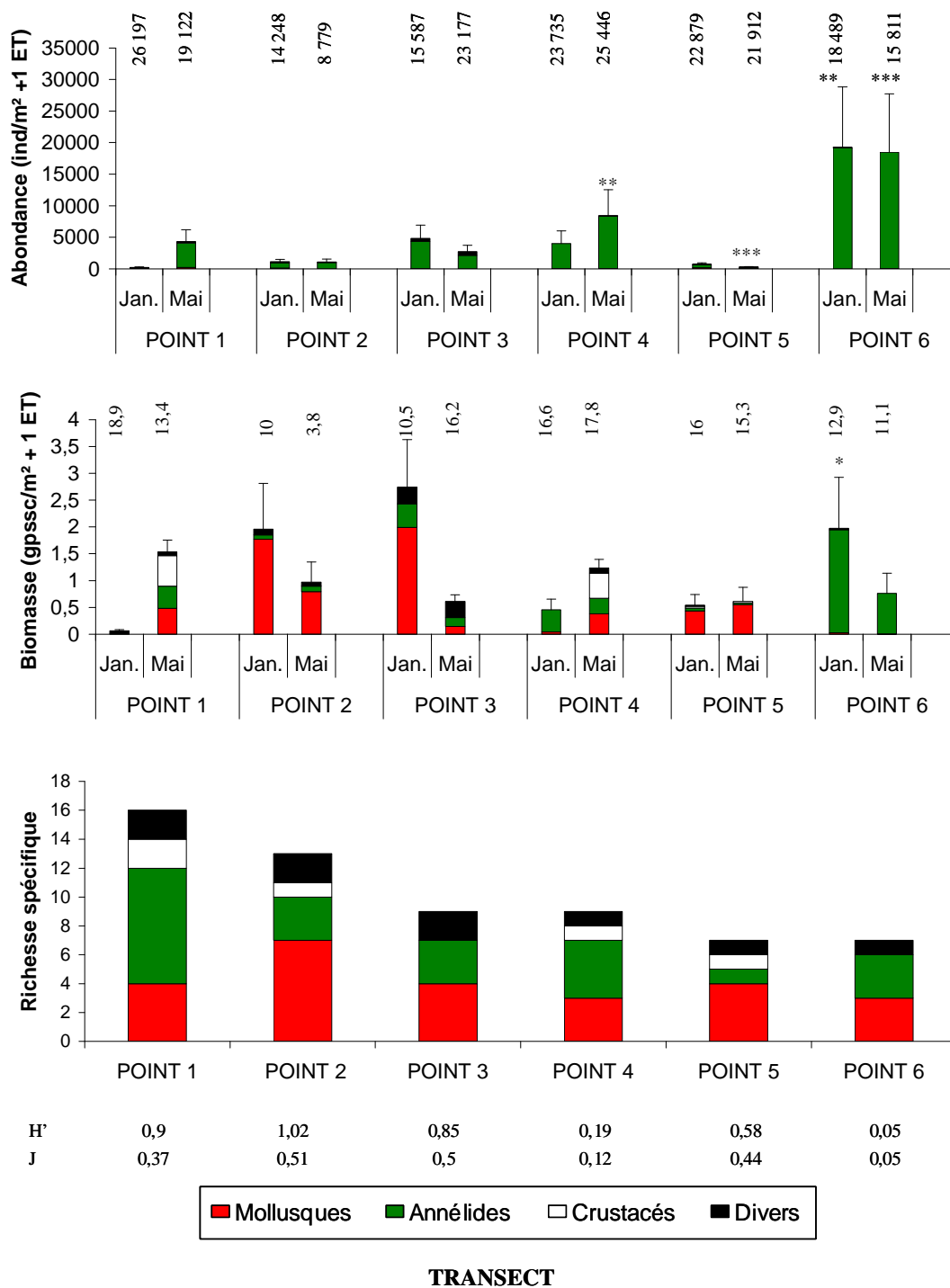
**Figure 10 : Représentation des caractéristiques sédimentaires en fonction de la profondeur, des caractéristiques du couvert végétal (densité et poids sec végétal) le long du transect d'Arès (figure 2). Sont également reportés les niveaux hypsométriques et les pourcentages de matière organique (MO).**

➤ Les abondances de la macrofaune benthique sont dominées à 90% par le gastéropode *H. ulvae* sauf pour le point 6 où il ne représente plus que 50% de l'abondance (figure 11). Les annélides représentent le groupe le plus important en terme d'abondances sans hydrobies. En janvier, une augmentation très significative des abondances apparaît vers l'amont ( $p < 0,01$ ) avec 233 ind/m<sup>2</sup> au point 1 et 19239 ind/m<sup>2</sup> au point 6. La même tendance est observée en mai mais avec une diminution significative ( $p < 0,001$ ) au point 5.

➤ Tout comme les abondances, les hydrobies dominent à 90% les biomasses de la macrofaune benthique (figure 11). Les biomasses augmentent de façon significative ( $p < 0,05$ ) vers le haut de plage en janvier. En effet, elles sont de 0,06 g pssc/m<sup>2</sup> au point 1 et de 1,97 g pssc/m<sup>2</sup> au point 6. Par contre, ces biomasses ne présentent pas de variabilité spatiale en mai.

➤ La richesse spécifique diminue vers le haut de la plage passant de 16 espèces au point 1 à 7 espèces au point 6 (figure 11). Les groupes zoologiques les plus représentés sont les mollusques et les annélides. Les crustacés sont peu diversifiés et parfois absents (Point 3 et Point 6). L'indice de Shannon  $H'$ , hors hydrobies, est le plus élevé au point 2 (1,02) et le plus faible au point 6 (0,05) et reste inférieur à 1 pour les autres stations. L'indice d'équitabilité est très faible malgré le retrait des hydrobies quelque soit la station du transect.

➤ L'Analyse des Correspondances sur les communautés benthiques, dont les deux axes principaux représentent 55% de l'inertie totale, met en évidence une même évolution spatiale en janvier et en mai (figure 12). Cependant, les communautés diffèrent temporellement par la présence au printemps de nouvelles espèces telles que *Eteone longa*, *Pygospio elegans* et *Carcinus maenas*. La macrofaune benthique des différentes prairies de spartines est composée essentiellement des gastéropodes *H. ulvae*, *Littorina littorea* et d'anémones.

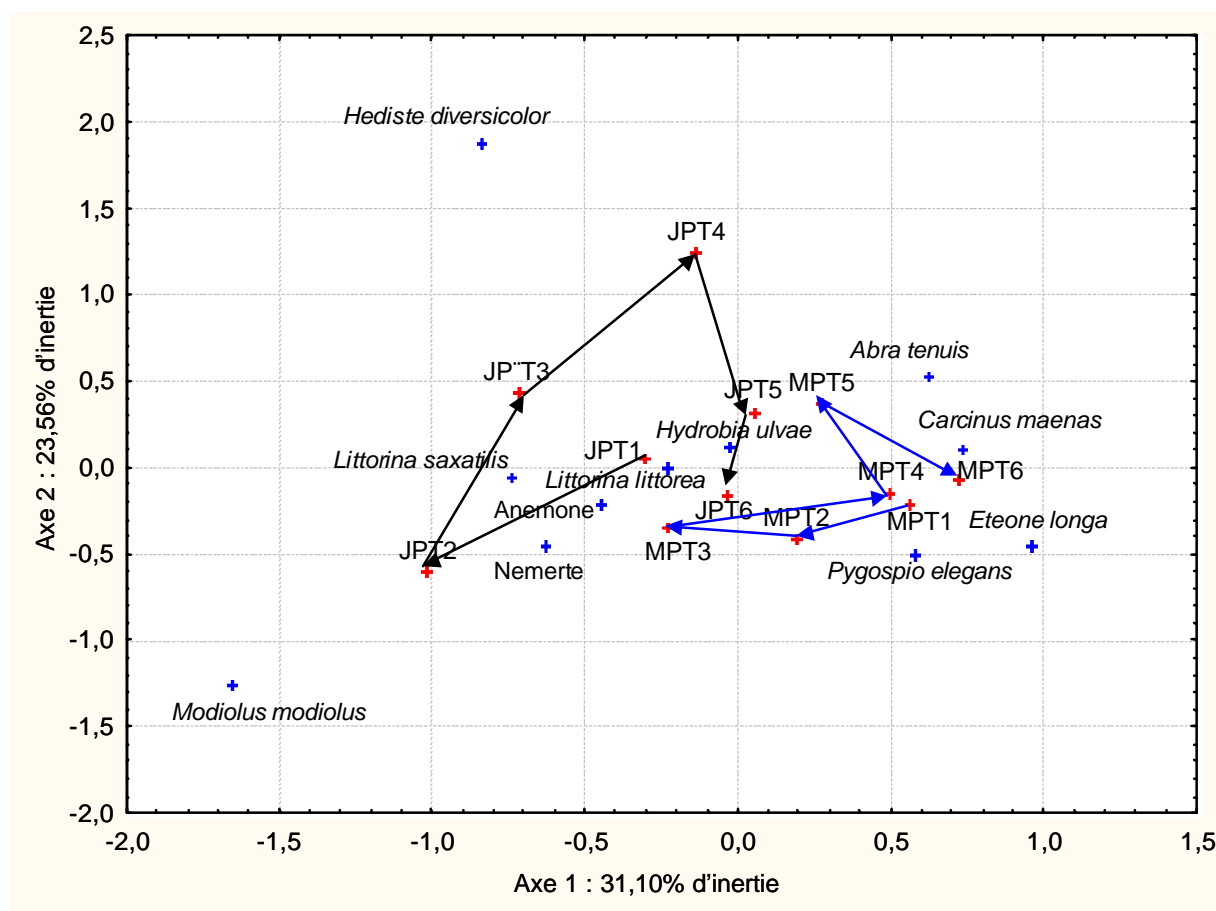


**Figure 11 :** Représentation des abondances de la macrofaune benthique + 1 écart-type (ET) en ind/m<sup>2</sup>, de la biomasse de la macrofaune benthique + 1 ET en gramme de poids sec sans cendres (g pssc)/m<sup>2</sup>, de la richesse spécifique cumulée de janvier et mai au niveau des 6 points du transect d'Arès. Les histogrammes représentent les valeurs moyennes sans hydrobie, leurs valeurs étant reportées respectivement au-dessus de chaque barre.

Les résultats des analyses de variances sont indiqués selon le code :

\*= p<0,05, \*\*= p<0,01 et \*\*\*= p<0,001.

Sont aussi indiqués les indices H' moyen (sans hydrobie) et J moyen (sans hydrobie) respectivement sous chaque point.



**Figure 12 :** Analyse des Correspondances discriminant les communautés benthiques des différents points (PT) du transect d'Arès en janvier (J) et mai (M).

— Transect de janvier  
 — Transect de mai

### 3.2. Cinétique de recolonisation après traitement d'éradication

#### 3.2.1. Caractérisation des zones de traitement

Alors que les zones témoin et retournée sont caractérisées par des sables fins envasés, la zone arrachée présente des sables moyens peu envasés. Le pourcentage de matière organique est équivalent dans les zones témoin et retournée avec des valeurs respectives de 6,60% et 7,46% et est nettement inférieur dans la zone arrachée avec une valeur de 2,68%. La zone retournée présente en mai un couvert végétal d'une densité de 30 tiges/m<sup>2</sup> pour 4,5 g ps/m<sup>2</sup>. Ce couvert végétal est absent de la zone arrachée.

### **3.2.2. Recolonisation après traitement d'éradication**

➤ L'abondance et la biomasse de la macrofaune benthique des différents traitements sont dominées par le gastéropode *Hydrobia ulvae* (figure 13). Les abondances de la zone témoin sont comparables à celles de la zone retournée avec des valeurs moyennes respectives de 2136 ind/m<sup>2</sup> et 1762 ind/m<sup>2</sup> et sont significativement supérieures ( $p < 0,05$ ) à celles de la zone arrachée (1089 ind/m<sup>2</sup>). Les abondances sont constantes au cours du temps dans la zone témoin et retournée malgré une diminution au niveau de cette zone en mai. Par contre, les abondances de la macrofaune benthique augmentent dans la zone arrachée de façon significative ( $p < 0,05$ ) ; elles sont multipliées par un facteur 3 entre février et mai.

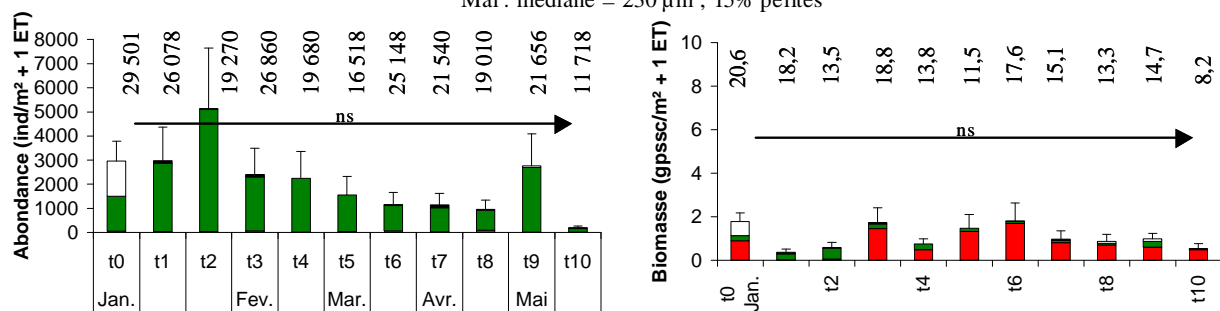
➤ La biomasse de la macrofaune benthique est constante dans la zone témoin et retournée avec des valeurs moyennes respectives de 1,00 g pssc/m<sup>2</sup> et 0,61 gpssc/m<sup>2</sup>. Une augmentation significative ( $p < 0,05$ ) est observable dans la zone arrachée avec une augmentation maximale d'un facteur 30 entre février et mai (figure 13).

➤ La richesse spécifique, cumulée de janvier à mai, est de 29 espèces dans la zone témoin et de 26 dans la zone arrachée (figure 14). Les mollusques et crustacés sont les deux groupes zoologiques les plus présents dans la zone témoin. L'augmentation des annélides est observable au cours du temps dans la zone arrachée pour devenir le groupe le plus représenté (figure 14). La zone retournée présente un nombre d'espèces moindre (14 espèces). Les indices de Shannon moyens, hors hydrobies, sont de 0,48, 0,56 et 1,19 respectivement dans la zone retournée, témoin et arrachée. L'indice d'équitabilité est de 0,35, 0,37 et 0,64 respectivement dans la zone témoin, retournée et arrachée.

### Zone témoin

Janvier : médiane = 220 µm ; 23% pétiltes

Mai : médiane = 230 µm ; 15% pétiltes

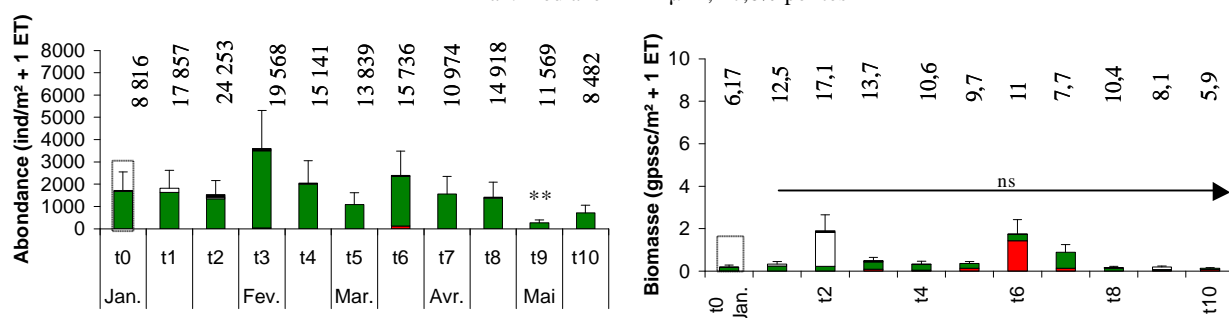


densité 155 tiges/m²  
végétation 87 gps/m²  
M.O. 11,80%

197 tiges/m²  
38,5 gps/m²  
6,60%

### Zone Retournée

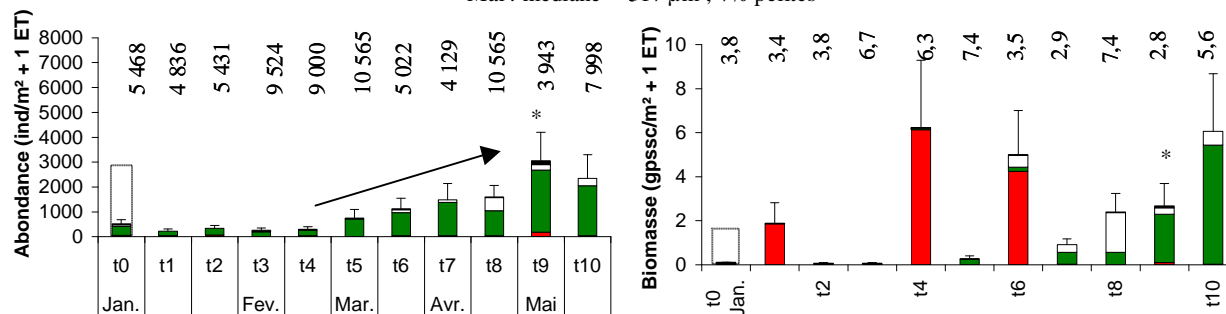
Mai : médiane = 242 µm ; 17,6% pétiltes



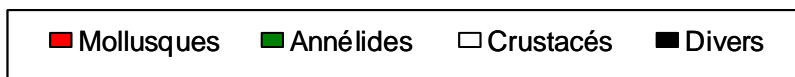
densité 30 tiges/m²  
végétation 4,5 gps/m²  
M.O. 7,46%

### Zone Arrachée

Mai : médiane = 317 µm ; 7% pétiltes



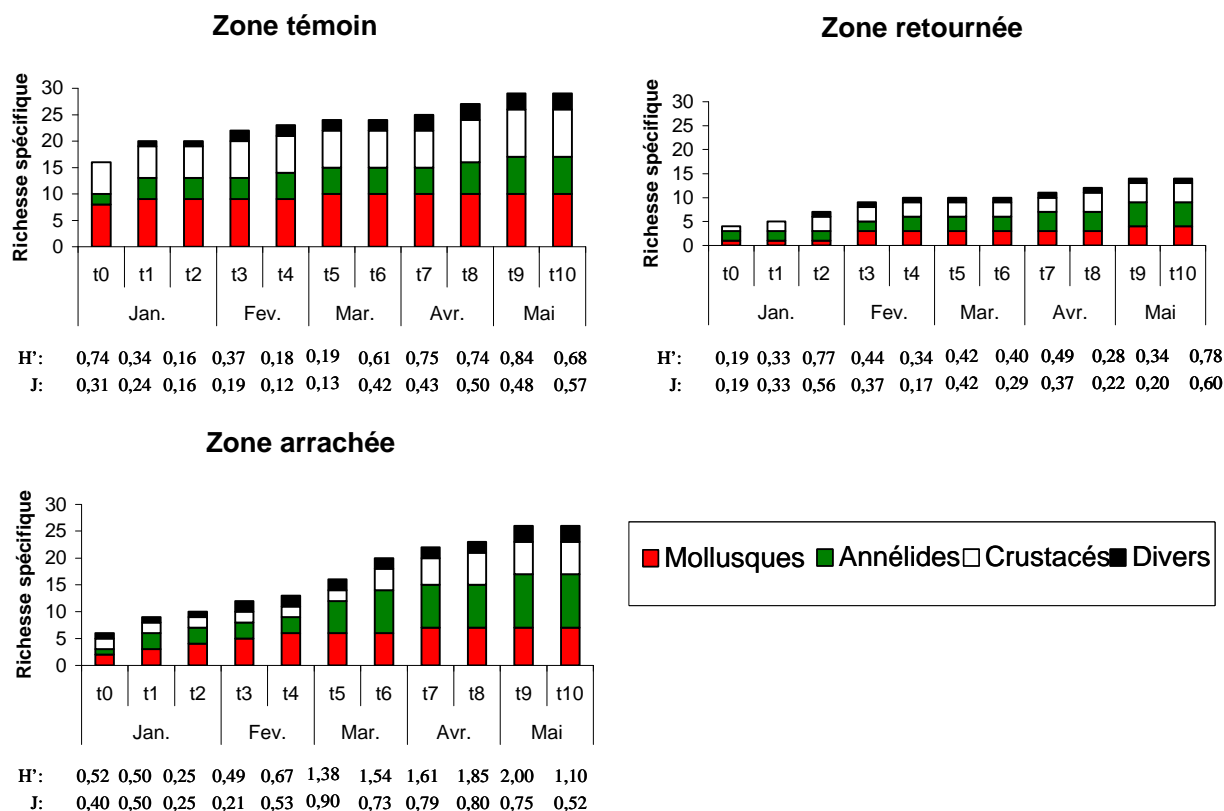
M.O. 2,68%



**Figure 13 :** Représentation des abondances de la macrofaune benthique + 1 écart-type (ET) en ind/m², de la biomasse de la macrofaune benthique + 1 ET en g pssc/m² des différentes zones traitées d'Arès. Les histogrammes représentent les valeurs moyennes sans hydrobie, leurs valeurs étant reportées respectivement au-dessus de chaque barre.

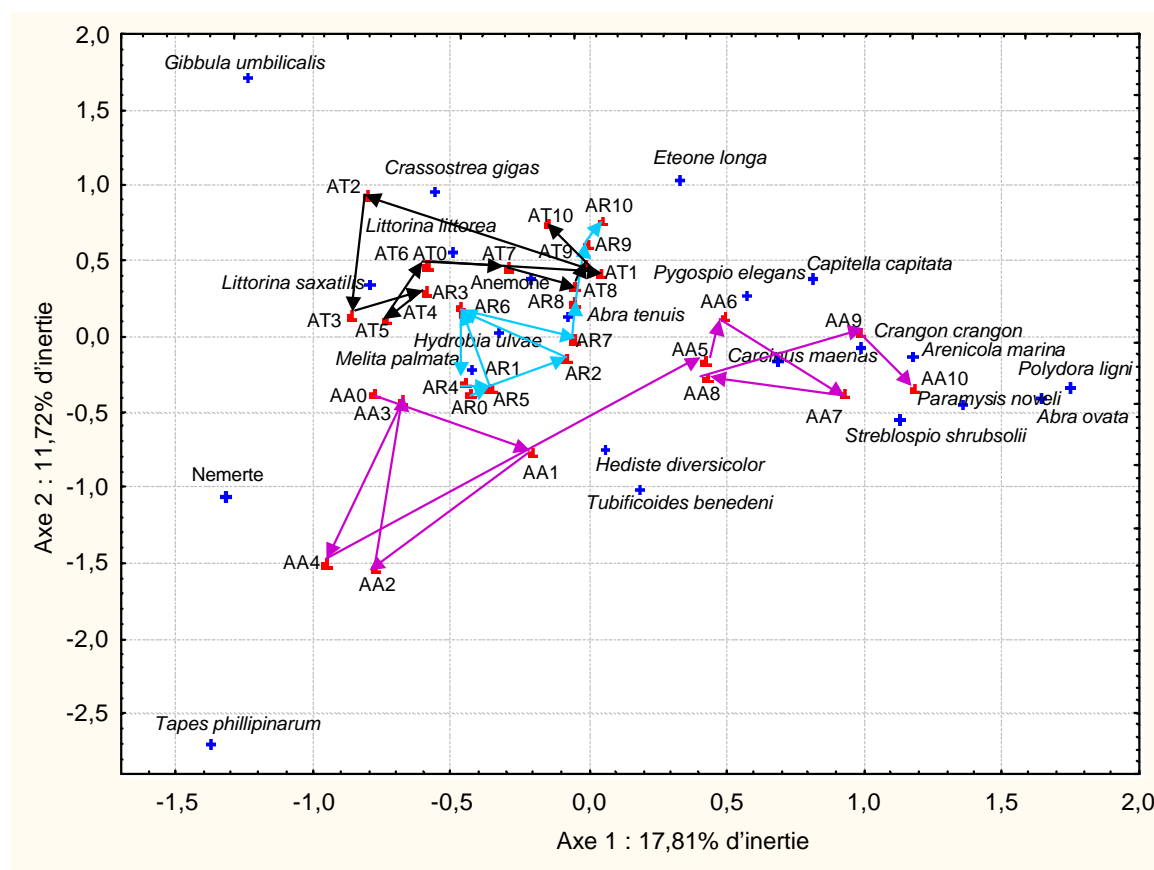
Les résultats des analyses de variances sont indiqués selon le code :

ns= non significatif ( $p > 0,05$ ), \* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$



**Figure 14 :** Représentation des richesses spécifiques cumulées de la macrofaune benthique des zones témoin, retournée et arrachée de janvier à mai. Sont aussi indiqués les indices H' moyen (sans hydrobies) et J moyen (sans hydrobies) respectivement sous chaque barre.

➤ Les communautés benthiques de la zone retournée présentent une composition proche de la zone témoin (figure 15). Leur variabilité temporelle est peu importante par rapport à celle de la zone arrachée. Les communautés benthiques de cette dernière est différente de la zone témoin du fait, par exemple, de la présence d'*Hediste diversicolor* (annélide polychète). A partir des mois de mars et avril apparaissent de nouvelles espèces telles que *Capitella capitata*, *Pygospio elegans* pour les annélides et *Crangon crangon* pour les crustacés.



**Figure 15 :** Analyse des Correspondances discriminant les communautés benthiques des différentes zones traitées d'Arès de janvier à mai.

- Zone témoin (AT0 à AT10)
- Zone retournée (AR0 à AR10)
- Zone arrachée (AA0 à AA10)



## **4. Discussion**

### **4.1. Les communautés benthiques des prairies de *S. anglica***

Les peuplements zoobenthiques associés aux prairies de *S. anglica* et *S. maritima* ont été décrites. Afin de souligner leur spécificité, ils ont été comparés à ceux des milieux adjacents, des sédiments nus et un herbier à *Zostera noltii*. Quelque soit le milieu et le site d'étude, le gastéropode *Hydrobia ulvae* a été retiré des analyses à cause de sa forte dominance sur les estrans abrités en général (Bachelet & Dauvin, 1993 ; Blanchet *et al.*, 2004) et au niveau des prairies de *S. anglica* en particulier (Gribsholt & Kristensen, 2003). De plus, cette espèce, qui possède la capacité de flotter sous la surface de l'eau, dérive et se dépose sur le sédiment en fonction de la marée (Newell, 1962), et présente donc une variabilité spatiale importante en fonction des courants, des coefficients de marée et des conditions météorologiques (vents).

L'ensemble des communautés benthiques échantillonné dans cette étude présente une faible abondance. Même les herbiers à *Z. noltii* présentent des abondances en moyenne 7 fois plus faibles à celles de la majorité des autres herbiers à *Z. noltii* du Bassin d'Arcachon (Blanchet *et al.*, 2004). Cela s'explique par le fait qu'ils se situent en limite supérieure de leur zone d'extension (+ 2,5 m). En terme de biomasse, les mêmes tendances sont observées à Arès. En revanche, les biomasses à Lanton sont relativement élevées dans les prairies de spartines. Ceci s'explique par la présence de grandes espèces comme *Littorina littorea* et *Littorina saxatilis*.

La richesse spécifique de la faune de *S. anglica* et *S. maritima* d'Arès et Lanton est dans l'ensemble faible par rapport à ce qui a été observé dans d'autres habitats du Bassin (Blanchet *et al.*, 2004 ; Bachelet & Dauvin, 1993). Les mêmes espèces principales (*Hydrobia ulvae*, *Littorina littorea*) sont observées, Lanton présentant également les espèces *Hediste diversicolor* (polychète) et *Carcinus maenas* (crustacé) absentes de *S. anglica* d'Arès. Ces communautés sont proches de celle des spartines anglaises de la Baie de Somme dont les espèces principales sont aussi *Hydrobia ulvae*, *Carcinus maenas*, *Hediste diversicolor* (Cornette *et al.*, 2000), de l'Irlande du Nord (Hammond, 2001), ou de Waarde au Danemark (Gribsholt & Kristensen, 2003). Pourtant, ces dernières présentent une différence par rapport à celles du Bassin : elles sont dominées par l'espèce *Corophium volutator*, amphipode des hauts niveaux, absent des communautés benthiques d'Arès et Lanton. La présence d'*Hediste diversicolor* sur le seul site de Lanton est liée au fait que la zone présente des sables plus envasés qu'à Arès. Enfin, au niveau de la méiofaune, il est intéressant de noter la dominance

numérique des nématodes, ce qui avait déjà été observé par d'Osenga & Coull (1983) au niveau de *Spartina alterniflora*.

La diminution de la diversité ( $H'$ ), de la richesse spécifique et l'augmentation des abondances le long du transect s'observent en janvier comme en mai. Ainsi, la saisonnalité ne semble pas être un facteur prépondérant dans l'évolution des communautés. Ce gradient écologique serait plus influencé par la composition sédimentaire, le niveau hypsométrique et le couvert végétal.

L'effet des spartines sur les caractéristiques des communautés benthiques reste incertain. En effet, alors que certains auteurs montrent des effets négatifs de *S. anglica* sur les abondances et diversité des communautés benthiques (Gribsholt & Kristensen, 2003), d'autres ont mis en évidence l'impact positif sur la diversité et l'abondance totale de la macrofaune benthique par rapport aux sédiments nus (Cornette *et al.*, 2000). Cet effet positif serait dû essentiellement au fait que les racines et rhizomes des spartines possèdent la capacité d'oxygéner le sédiment (Osenga & Coull, 1983 ; Cornette *et al.*, 2000) et que l'ensemble de la plante crée une hétérogénéité spatiale induisant une stimulation de l'abondance et de la diversité des communautés benthiques (Castel *et al.*, 1989 ; Hovel *et al.*, 2002). Cependant : 1) Edgar (1999) a montré que la présence des phanérogames stimulaient la mégafaune vagile mais peu la macrofaune endogée, et 2) l'ensemble de ces effets positifs doit être compensé par les effets négatifs liés à un niveau hypsométrique élevé (stress lié à la dessiccation, aux fortes fluctuations thermiques et halines). Le niveau hypsométrique élevé (2,5-3 m) apparaît comme le facteur structurant principal des communautés. Ainsi à Arès, les communautés des spartines se différencient principalement des communautés des sédiments nus ou des herbiers à *Z. noltii* par leur plus grande stabilité dans le temps et non par leur composition faunistique. Ce facteur interagit avec la nature du sédiment : à Lanton, plus vaseux, une légère discrimination des milieux spartines/zostères existe quant à la nature des communautés benthiques.

Par ailleurs, les racines et rhizomes peuvent jouer un rôle négatif sur certaines espèces telles que *Hediste diversicolor* (Gribsholt & Kristensen, 2002 ; Hughes *et al.*, 2000). Ce même effet a été reporté dans les herbiers à *Zostera noltii* (Hughes *et al.*, 2000) et peut expliquer l'absence de cette espèce dans les prairies de *S. anglica* d'Arès.

De plus, les détritiques présents au niveau des prairies jouent un rôle important dans la composition faunistique et les abondances des organismes (Angradi *et al.*, 2001). Les taxa abondants sont des organismes brouteurs qui se nourrissent essentiellement des microalgues épiphytiques et benthiques (Huang *et al.*, 2003) ainsi que de la matière organique particulaire (Angradi *et al.*, 2001 ; Craft, 2000). Les macroalgues attachées ou piégées par les spartines,

telles que les entéromorphes, sont tout comme les détritiques frais d'halophytes une source de nourriture pour les invertébrés marins (Meziane & Retière, 2002).

#### **4.2. Impact de l'éradication de la spartine sur la macrofaune benthique associée**

Les traitements d'éradication présentent différents impacts sur la macrofaune benthique.

Les communautés benthiques de la zone retournée ont une abondance et une biomasse comparables à la zone témoin. En effet, le traitement par retournement des spartines ne modifie guère le niveau hypsométrique, la granulométrie et l'hétérogénéité du milieu, stimulateurs essentiels de l'abondance de la macrofaune. Ce traitement peut être comparé au bêchage des vases dont l'impact sur la faune endogée demeure modeste (Huxham *et al.*, 2000). Par contre, la richesse spécifique de la zone retournée est affectée par le traitement. Faible au départ, elle n'augmente que lentement. La composition faunistique n'est cependant pas profondément bouleversée. De plus, la dégradation des spartines retournées induit une anoxie du sédiment qui se traduit depuis le mois d'avril par une forte odeur de sulfures lors des prélèvements. Ainsi, la zone retournée ne semble pas propice à une recolonisation. Un suivi sur une plus longue période devra être mené, notamment pour observer l'évolution estivale de ce traitement. Il permettra également de vérifier si la légère repousse de spartines observée en mai est significative.

La recolonisation est plus significative au niveau de la zone arrachée. Les abondances sont multipliées par 3 au printemps et les biomasses augmentent. Les abondances beaucoup plus faibles d'*H. ulvae* sont certainement liées au passage d'un milieu hétérogène à un milieu homogène. La richesse spécifique devient, pour un même effort d'échantillonnage, égale à la zone témoin. Dans les essais mécaniques (labour ou arrachage) effectués sur les touffes de spartines en Baie de Somme, Cornette *et al.* (2000) notent un effet bénéfique des traitements sur la biomasse qui était faible au départ et une réinstallation des biocénoses six mois après le traitement.

La différence dans la composition des communautés benthiques est due à plusieurs facteurs. Le premier est le changement radical imposé au milieu. En effet, en arrachant, le niveau hypsométrique a été abaissé de quelques centimètres créant ainsi une large flaque d'eau. De plus, la composition du sédiment a changé passant d'une médiane de 230  $\mu\text{m}$  et 15% de pélites à une médiane de 317  $\mu\text{m}$  et 7% de pélites. La quantité de matière organique des sédiments peut aussi être un facteur clef de la colonisation des organismes détritiques

(Craft & Sacco, 2003). La zone arrachée a vu apparaître des espèces beaucoup plus psammophiles que précédemment, tels *Pygospio elegans*, *Crangon crangon* et *Arenicola marina*.

La nature du cycle de vie peut également avoir un impact sur la cinétique de recolonisation, surtout à l'échelle de quelques mois. Les taxa présentant une phase de dispersion planctonique lors des stades larvaires coloniseront le milieu plus rapidement (si la phase larvaire apparaît après les travaux). Ainsi, la présence de *Pygospio elegans* à partir de février s'explique par le fait que cette espèce a une période de reproduction, au niveau de la zone néritique interne, allant de février à avril (Cazaux, 1973). De même, l'absence de colonisation des oligochètes, groupe pourtant abondant des spartines environnantes, peut se traduire par l'absence de stade de dispersion planctonique (Craft & Sacco, 2003).

La recolonisation du milieu peut également dépendre de l'échelle de la perturbation. Ainsi, Huxham *et al.* (2000) supposent que les effets sur la macrofaune benthique associée sont plus dus à la perturbation même qu'aux modifications indirectes des habitats.

## **5. Conclusion**

Il apparaît donc que les communautés benthiques des spartines ne présentent pas de spécificité nette par rapport aux habitats environnants. Globalement, ces milieux de hauts niveaux présentent des abondances, biomasses et richesses spécifiques relativement faibles liées à des conditions abiotiques difficiles.

La composante faunistique ne doit cependant pas masquer l'intérêt des prêtres salés en général et des spartines en particulier pour d'autres aspects (voir introduction).

Si l'espèce devient invasive, menace les habitats sensibles et que l'éradication est envisagée, l'arrachage semble de loin la meilleure solution. Dans l'état actuel du suivi, nous avons montré que le retournement, même s'il fait l'économie du déplacement des déchets, n'est pas satisfaisant. D'autres études ont écarté également les traitements chimiques (chaux, herbicides) (Cornette *et al.*, 2000) du fait de leur caractère agressif sur les communautés environnantes.



## **6. BIBLIOGRAPHIE**

ANGRADI T.R., HAGAN S.M., ABLE K.W., 2001, Vegetation type and the intertidal macroinvertebrate fauna of a brackish marsh: *Pragmites* vs. *Spartina*, *Wetlands*, 21: 75-92

BACHELET G. & DAUVIN J.C., 1993, Distribution quantitative de la macrofaune benthique des sables intertidaux du bassin d'Arcachon, *Oceanologica acta*, 16 : 83-97

BAUMEL A., AINOUCHE M. L. et LEVASSEUR J. E., 2001, Molecular investigations in populations of *Spartina anglica* C.E. Hubbard (Poaceae) invading coastal Brittany (France), *Molecular Ecology* 10 : 1689-1701

BAUMEL A., AINOUCHE M. L., BAYER R. J., AINOUCHE A. K., MISSET M. T., 2002, Molecular phylogeny of hybridizing species from the genus *Spartina* Schreb. (Poaceae), *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 22 (2) : 303-314

BLANCHET H., de MONTAUDOUIN X., LUCAS A., CHARDY P., 2004, Heterogeneity of macrozoobenthic assemblages within a *Zostera noltii* seagrass bed: diversity, abundance, biomass and structuring factors, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, sous presse

BOUCHET J-M., DELTREIL J-P., MANAUD F., MAURER D., TRUT G., 1997a, Etude intégrée du Bassin d'Arcachon, Tome 1, Ifremer, 203p

BOUCHET J-M., DELTREIL J-P., MANAUD F., MAURER D., TRUT G., 1997b, Etude intégrée du Bassin d'Arcachon, synthèse 1997, Ifremer 128p

BRGM, 2001, Terra Symphonie, Aménagement intégré du Bassin d'Arcachon, Etude n°5 : mise au point d'un outil de surveillance et d'aide à la décision en matière d'exhaussement des fonds du Bassin d'Arcachon, Rapport final, 67p

CASTEL J., LABOURG P.J., ESCARAVAGE V., AUBY I., GARCIA M.E., 1989, Influence of seagrass beds and oyster park on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28: 71-85

CAZAUX C., 1973, Cycle et distribution des larves de polychètes ; caractères du méroplancton des différents types de masses d'eaux du Bassin d'Arcachon, *Bulletin d'Ecologie*, t. IV, 4, 257-275

CRAFT C., 2000, Co-development of wetland soils and benthic invertebrate communities following salt marsh creation, *Wetlands Ecology and Management*, 8: 197-207

CRAFT C., SACCO J., 2003, Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes, *Marine Ecology Progress Series*, 257: 45-58

CORNETTE J.C., TRIPLET P., SOURNIA A., FAGOT C., 2000, Le contrôle de la spartine en Baie de Somme : contribution à la réflexion, Colloque Restauration des écosystèmes côtiers, Brest, actes de colloque 29, IFREMER.

EDGAR G.J., 1999, Experimental analysis of structural versus trophic importance of seagrass beds. Effect on fishes, decapods and cephalopods, *Vie et Milieu*, 49: 249-260

GRAY A. J., RAYBOULD A. F., 1997, The history and evolution of *Spartina anglica* in the British Isles, Proceedings of the Second International Spartina Conference, Olympia WA, 12-15

GRAY A. J., RAYBOULD A. F. and BROWN S. L., 1997, The environmental impact of *Spartina anglica* : past, present and predicted, Proceedings of the Second International Spartina Conference, Olympia WA, 34-40

GRIBSHOLT B., KRISTENSEN E., 2002, Effects of bioturbation and plant roots on salt marsh biogeochemistry: a mesocosm study, Marine Ecology Progress Series, 241: 71-87

GRIBSHOLT B., KRISTENSEN E., 2003, Benthic metabolism and sulfur cycling along an inundation gradient in a tidal *Spartina anglica* salt marsh, Limnology and Oceanography., 48: 2151-2162

HACKER S. D., HEIMER D., HELLQUIST C.E., REEDER T. G., REEVES B., RIORDAN T. J. and DETHIER M. N. , 2001, A marine plant (*Spartina anglica*) invades widely varying habitats: potential mechanisms of invasion and control, Biological Invasions, 3 : 211-217

HAMMOND M.E.R., 2001, The experimental control of *Spartina anglica* and *Spartina x townsendii* in estuarine salt marsh, PhD thesis, University of Ulster, Northern Ireland

HOVEL K.A., FONSECA M.S., MYER D.L., KENWORTHY W.J., WHITFIELD P.E., 2002, Effects of seagrass landscape structure, structural complexity and hydrodynamic regime on macrofaunal densities in North Carolina seagrass beds, Marine Ecology Progress Series, 243: 11-24

HUANG S.C., KREEGER D.A., NEWELL R.I.E., 2003, Tidal and seasonal variations in the quantity and composition of seston in North American, mid-Atlantic saltmarsh, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56: 547-560

HUGHES R.G., LLOYD D., BALL L., EMSON D., 2000, The effect of the polychaete *Nereis diversicolor* on the distribution and transplanting success of *Zostera noltii*, Helgoland Marine Research, 54: 129-136

HUXHAM M., ROBERTS I., BREMNER J., 2000, A field test of the intermediate disturbance hypothesis in the soft-bottom intertidal, International Review Hydrobiology, 85: 379-394

KRIWOKEN L. K., HEDGE P., 2000, Exotic species and estuaries: managing *Spartina anglica* in Tasmania, Australia, Ocean and Coastal Management 43 : 573-584

KURATA K., MINAMI H., KIKUCHI E., 2001, Stable isotope analysis of food sources for salt marsh snails, Marine Ecology Progress Series, 223: 167-177

LAPORTE-CRU J., 1989, *Spartina x townsendii* Groves dans le bassin d'Arcachon, Bulletin de la Société linnéenne de Bordeaux, 17 : 7-12

LE GOFF F., CHEVALLIER C., DEPREZ M., TURPAUD Y., 2000, Impact des travaux mécaniques sur le développement de la végétation halophile pionnière et sur la sédimentation en bais de Somme, Colloque Restauration des écosystèmes côtiers, Brest, actes de colloques 29, IFREMER

MEZIANE T., RETIERE C., 2002, Croissance de juveniles *Nereis diversicolor* nourris avec des détritiques d'halophytes, Oceanologica Acta, 25 : 119-124

NEWELL R.C., 1962, Behavioural aspects of the ecology of *Peringia (=Hydrobia) ulvae* (gasteropoda, prosobranchia), Proceeding of the Zoological Society of London 138: 49-75

ONAINDIA M., ALBIZU I., AMEZAGA I., 2001, Effect of time on the regeneration of salt marsh, *Applied Vegetation Science* 4 : 247-256

OSENGA G.A., COULL B.C., 1983, *Spartina alterniflora* Loisel Root structure and meiofaunal abundance, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 67: 221-225

POSEY M. H., ALPHIN T. D., MEYER D. L., JOHNSON J. M., 2003, Benthic communities of the common reed *Phragmites australis* and cordgrass *Spartina alterniflora* marshes in Chesapeake Bay, *Marine Ecology Progress Series* 261 : 51-61

WINDHAM L., WEIS J.S., WEIS P., 2003, Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 63-72



Géosciences pour une Terre durable

**brgm**

**Centre scientifique et technique**  
3, avenue Claude-Guillemin  
BP 6009  
45060 – Orléans Cedex 2 – France  
Tél. : 02 38 64 34 34

**Service géologique régional Aquitaine**  
Europarc  
24 Avenue Léonard de Vinci  
33600 – Pessac - France  
Tél. : 05 57 26 52 70