Ifremer

Laboratoire Conchylicole de Bretagne
12 rue des résistants
BP 86
56470 La Trinité-sur-Mer

SYSTEME EXPERIMENTAL DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITE DE L'EAU PAR DES HUITRES (*Crassostrea gigas*) ET DES MOULES (*Mytilus edulis*)

Jean-François Bouget et Joseph Mazurié

1999

Numéro d'identification du rapport : RA/LCB/99-10 **Diffusion** : libre **X** restreinte [ ] interdite [ ] **Validé par** : J. Mazurié **Version du document** :	**date de publication** 08/99 **nombre de pages :** 47 **bibliographie** (Oui) **illustration(s)** (Oui) **langue du rapport :** Fr

Titre et sous-titre du rapport : Système expérimental de surveillance biologique de la qualité de l'eau par des huîtres (*Crassostrea gigas*) et des moules (*Mytilus edulis*)

Titre traduit :

Auteur(s) principal(aux) : nom, prénom BOUGET Jean François et MAZURIE Joseph	**Organisme / Direction / Service, laboratoire** Ifremer DRV/RA/LCB
Collaborateur(s) : nom, prénom .	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer DRV/RA/LCB

Travaux universitaires :

diplôme :	discipline :
établissement de soutenance :	année de soutenance :

Titre du contrat de recherche : **Actions Ifremer au profit de la CUB et de la SRC de Bretagne sud**	n° de contrat IFREMER

Organisme commanditaire : nom développé, sigle, adresse
Communauté Urbaine de Brest (CUB)
Section Régionale de la Conchyliculture de Bretagne sud (SRC-BS)
Organisme(s) réalisateur(s) : nom(s) développé(s), sigle(s), adresse(s)

Ifremer BP 86, 56470 La Trinité-sur-mer

Responsable scientifique : J. Mazurié

Cadre de la recherche :

Programme :	Convention :
Projet :	Autres (préciser) :

Campagne océanographique : (nom de campagne, année, nom du navire)

SOMMAIRE

4886
23 AOUT 1994
page garde + sommaire -> Bibl
Classement
Couch.

RESUME

1 - INTRODUCTION

2 - MATERIELS ET METHODES

2.1. Les sites expérimentaux

2.1.1. La rade de Brest
2.1.2. La rivière d'Auray

2.2. Dispositif expérimental

2.3. Suivi des élevages expérimentaux

2.4. Suivi des paramètres physico-chimiques

2.5. Le valvomètre

2.5.1. Caractéristiques du valvomètre
2.5.2. Principe de mesure
2.5.3. Fonctionnement
2.5.4. Mise en oeuvre du valvomètre dans la station d'alarmes biologiques

2.6. Suivi de la consommation d'oxygène par les huîtres et les moules

2.7. Suivi de la filtration des huîtres et des moules

2.8. Acquisition des mesures

3 - RESULTATS / DISCUSSIONS

3.1. Mesures physico-chimiques en rivière d'Auray

3.2. Croissance des animaux en conditions expérimentales

3.3. Activité valvaire

3.3.1. Représentativité du dispositif expérimental
3.3.2. Analyse de l'activité valvaire d'huîtres en rivière d'Auray
3.3.3. Influence des efflorescences de dinoflagellés toxiques
Le Gymnodinium cf. *nagasakiense*
L'Alexandrium minutum
3.3.4. Influence de micropolluants
Les métaux lourds
Les molécules organiques
Les détergents
Synthèse des résultats toxicologiques
Comparaisons des seuils de détections avec d'autres biocapteurs

3.4. Mesures de la consommation d'oxygène en rivière d'Auray

3.4.1. Echanges air-eau
3.4.2. Précision de la mesure d'oxygène
3.4.3. Linéarité de la consommation d'oxygène
3.4.4. Bilan des mesures de consommation d'oxygène les huîtres et les moules

3.5. Filtration des huîtres et des moules en rivière d'Auray

4 - CONCLUSION

REMERCIEMENTS

Nous remercions les professionnels de la rivière d'Auray, qui ont porté intérêt à cette expérimentation et tout particulièrement Monsieur François GOUZER qui a mis à notre disposition son terre-plein de la pointe du Lézard, pour implantation des installations de mesure.

Résumé

Un concept original de surveillance biologique de la qualité de l'eau a été développé de 1994 à 1998. Les travaux de recherche ont été réalisés en partie dans le cadre de l'étude de l'écosystème de la rade de Brest au sein d'un groupe de travail, sur les indices biologiques, dirigé par l'Université de Bretagne Occidentale (UBO). Une nouvelle génération de valvomètre capable de détecter en temps réel des réactions valvaires anormales et de déclencher un prélèvement automatique d'eau est mis au point. Des enregistrements sont réalisés in-situ sur différents sites pour étudier les réactions valvaires. Des études toxicologiques au laboratoire sont également menées sur la réponse valvaire des bivalves à diverses substances toxiques : métaux et pesticides. Par ailleurs l'influence des efflorescences de dinoflagellés toxiques (*Gymnodinium cf. nagasakiense*, *Alexandrium minutum...*) sur l'activité valvaire a été expérimentée in-situ.

Une station de surveillance de la qualité de l'eau est mise en place sur la rivière d'Auray où l'on constate régulièrement depuis plusieurs années des mortalités estivales d'huîtres. Les principaux paramètres physico-chimiques du milieu sont enregistrés ainsi que l'activité valvaire des huîtres. Des mesures physiologiques expérimentales (respiration et filtration) sont réalisées en discontinu pour affiner le diagnostic sur l'état et les réactions des animaux.

L'acquisition en continu, sur une longue période (plusieurs mois), de réactions comportementales (mouvements valvaires) ou physiologiques (respiration) de mollusques bivalves révèle une densité d'informations considérable dans ces signaux, et des variations inattendues.

mots clés : consommation d'oxygène, valvomètre, biocapteur, mollusques bivalves

SYSTEME EXPERIMENTAL DE SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE LA QUALITE DE L'EAU PAR DES HUITRES (*Crassostrea gigas*) ET DES MOULES (*Mytilus edulis*)

1 - INTRODUCTION

Les changements environnementaux peuvent affecter différents niveaux des organismes (moléculaire, cellulaire, tissulaire, organique), ou des populations. Certaines réponses (croissance pondérale, parasitisme, mortalité, etc...) sont très générales et non spécifiques. A l'opposé, des réactions comportementales comme l'écartement valvaire de bivalves peuvent permettre une détection précoce des altérations de la qualité du milieu, à un stade où les conséquences sur l'organisme et la population sont encore réversibles.

Le regain d'intérêt pour la mesure de l'écartement valvaire des bivalves est lié à la conception d'un nouveau système d'enregistrement. Des mesures ont été réalisées dès 1909 par Marceau et plus récemment par His (1970) avec un ostéographe. Depuis, les évolutions techniques ont permis la réalisation de systèmes de plus en plus performants : jauges de contraintes (Fujii-1977, Higgins 1980) et inductions électromagnétiques (Sloff et al. 1983, Jenner et al. 1989). En 1992 un chercheur de l'IFREMER a conçu et breveté un système de capteur à effet Hall, de performances élevées (Floch 1994).

Les mouvements valvaires peuvent ainsi être enregistrés automatiquement et en continu sur de longues périodes, sans intervention traumatisante sur l'organisme, et permettre de détecter en temps réel des réactions valvaires anormales pouvant être dûes à des variations de qualité d'eau échappant aux réseaux traditionnels de surveillance : altérations correspondant soit à des paramètres suivis par ailleurs mais de manière discontinue soit à des polluants non recherchés.

Les essais au laboratoire et enregistrements in situ ont été menés de 1994 à 1998 :

- en 1994-95, le système d' enregistrement valvaire in situ a été testé en rade de Brest, dans le cadre des études préalables au contrat de baie,

- en 1996, des tests écotoxicologiques de quelques contaminants ont été réalisés au laboratoire sur des huîtres et des moules.

- en 1997-1998, ce système de surveillance biologique a été appliqué en rivière d'Auray (Kérivaud), dans le double objectif de valider le dispositif de mesure et de tester ses réponses en présence de mortalités estivales d'huîtres. Parallèlement, les principaux paramètres physico-chimiques du milieu (température, salinité, oxygène) étaient enregistrés en continu et des mesures de turbidité et de chlorophylle réalisées ponctuellement. En outre, des mesures physiologiques (respiration et filtration) étaient effectuées en discontinu, pour affiner l'analyse.

2 - MATERIELS ET METHODES

2.1. Les Sites expérimentaux

2.1.1. La rade de Brest

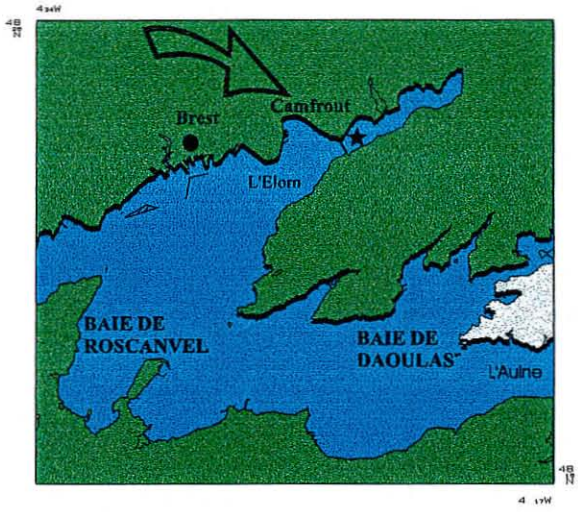


Figure 1 : Point d'expérimentation dans la Rade de Brest.

Une station de mesures de l'activité valvaire de coquillages a été mise en place (1994-1995) en rade de Brest (Fig. 1) à l'embouchure de l'Elorn (Camfrout), dans le cadre des études du Contrat de Baie. Cette étude a permis principalement de valider le fonctionnement en continu du valvomètre durant 5 mois (Bouget et al. 1995) et de révéler son aptitude à détecter les efflorescences à *Gymnodinium*.

2.1.2. La rivière d'Auray

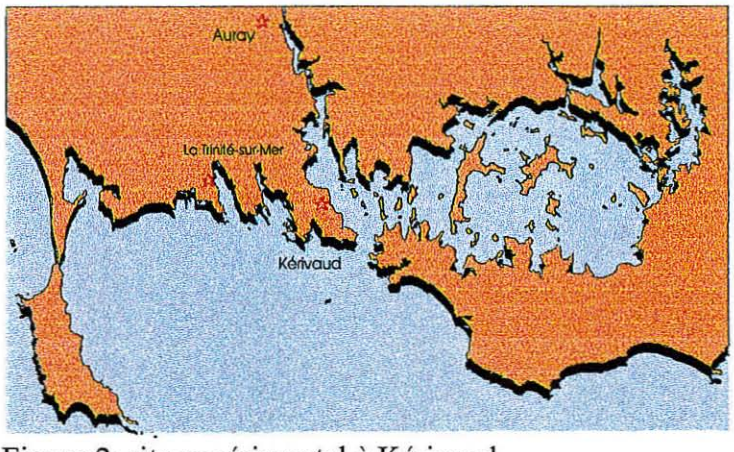


Figure 2: site expérimental à Kérivaud

En 1997-98, une station expérimentale d'alarmes biologiques a été mise en place à Kérivaud (pointe du Lézard) à Locmariaquer (figure 2). Ce site se situe à proximité immédiate (environ 1km en aval) d'un secteur d'élevage régulièrement touché par des mortalités estivales d'huîtres. Il est également situé à proximité de stations de surveillance mise en place par ailleurs par IFREMER (REMORA, REPHY et RNO).

2.2. Dispositif expérimental de la station d'alarmes biologiques (figure 3)

Une pompe immergée est installée à proximité d'une concession ostréicole à un coefficient d'exondation de 85, à moins d'un mètre du zéro des cartes. La pompe d'une puissance de 800 watts, est de faible débit (1.5 m^3/heure) pour une hauteur de relevage de 10 mètres maximum.

2 bacs carrés d'un volume utile de 50 litres permettent de contenir les animaux en expérience. Les coquillages sont placés sur un double fond ajouré pour faciliter l'entretien des

bacs et permettre une meilleure évacuation des fèces et pseudo-fèces. L'alimentation en eau des bacs d'élevage est faite par gravité. Le débit d'eau dans chaque bac est identique et constant, il est déterminé par la pression d'eau (hauteur d'eau) et les pertes de charge (diamètre et longueur des canalisations en PVC).

Le débit est de **420 litres par heure et par bac** soit un renouvellement de 800 % par heure. L'arrivée de l'eau se fait à quelques centimètres sous la surface. L'évacuation de l'eau est réalisée par le fond des bacs pour permettre une bonne circulation de l'eau de haut en bas. Les marées basses sont simulées grâce à une électrovanne de vidange placée sous les bacs. Cette électrovanne est asservie à une sonde de niveau et s'ouvre si la cuve cylindro-conique n'est plus alimentée par la pompe qui s'arrête automatiquement aux marées basses de vives eaux. Le comportement et la physiologie des animaux dans les bacs expérimentaux doivent être **aussi représentatifs que possible du parc ostréicole**.

L'appareillage "sensible" de mesure est regroupé dans un abri de chantier.

Ce dispositif expérimental doit reproduire au mieux la physiologie et le comportement des huîtres et des moules élevées sur parc in-situ

DISPOSITIF EXPERIMENTAL

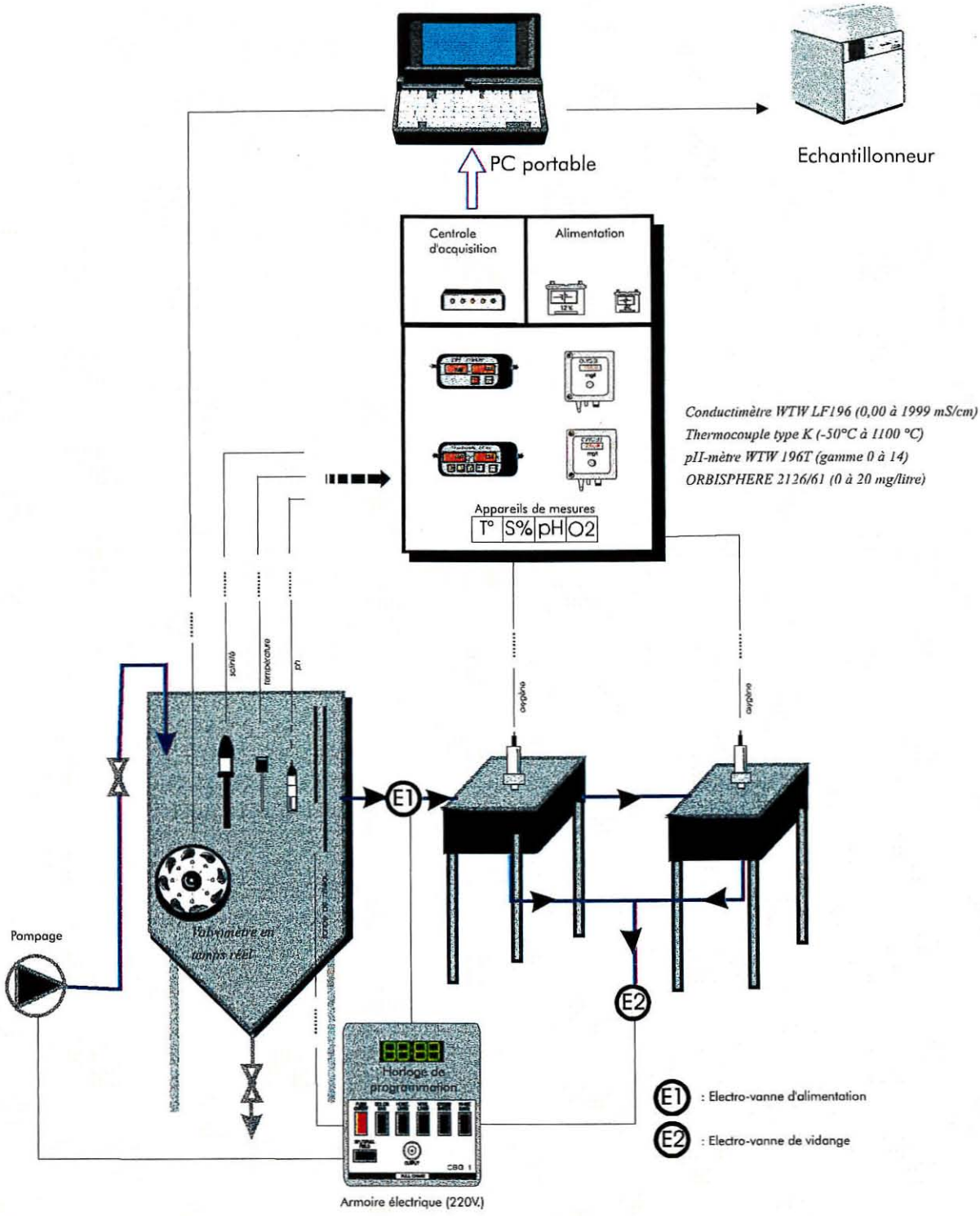


Figure 3: dispositif expérimental

2.3. Suivi des élevages expérimentaux

Des huîtres creuses (*Crassostrea gigas*) et des moules (*Mytilus edulis*) de différentes classes d'âge ont été testées dans ce dispositif entre août 1997 et août 1998, selon le plan d'occupation du tableau 1. Les charges d'élevage par bacs expérimentaux sont d'environ 3 Kg. pour le naissain d'huître soit 1600 individus et de 7 à 10 Kg pour des huîtres adultes soit 100 à 300 huîtres.Des lots témoins d'huîtres et de moules étaient mis en conditions d'élevage en poches surélevées au niveau du point de pompage.

Des mesures de longueur, largeur, épaisseur, poids, poids de chair et poids sec de chair ont été réalisées régulièrement pour contrôler les conditions d'élevage des huîtres et des moules dans les bacs. L'indice de qualité AFNOR (IQ.AFNOR = 100 X poids de chair égouttée / poids total) et l'indice de condition Lawrence et Scott (1000 X poids sec de chair / (poids total - poids de coquille)) ont été calculés pour évaluer l'état physiologique des animaux.

Tableau 1 : planning des expérimentations d'août 1997 à août 1998.

<table>
<tr><td>Date</td><td>août</td><td>sept.</td><td>oct.</td><td>nov.</td><td>dec.</td><td>janv.</td><td>fév.</td><td>mars</td><td>avr.</td><td>mai</td><td>juin</td><td>juil.</td><td>août</td></tr>
<tr><td>Bac 1</td><td>huîtres de 2 ans</td><td></td><td colspan="2">moules adultes</td><td>huîtres de 2 ans</td><td colspan="4">moules adultes</td><td colspan="3">naissain d'huîtres</td></tr>
<tr><td>Bac 2</td><td>huîtres de 3 ans</td><td></td><td colspan="3">huîtres de 2 ans</td><td colspan="6">huîtres de 18 mois</td></tr>
</table>

2.4. Suivi des paramètres physico-chimiques

Une batterie de sondes permet de contrôler en permanence les principaux paramètres physico-chimiques : température, salinité, concentration en oxygène dissous. L'ensemble des sondes est placé dans le bac tampon, exceptés les oxymètres qui sont disposés dans chacun des 2 bacs d'élevage.

Grâce au taux de renouvellement d'eau élevé dans la cuve cylindro-conique et dans les bacs, les paramètres physico-chimiques mesurés ne sont pas modifiés de façon significative par rapport à ceux de l'eau de mer in-situ.

2.5. Le valvomètre

2.5.1. Caractéristiques du valvomètre :

- Poids 1,6 kg
- Diamètre 300 mm
- Hauteur 43 mm
- Immersion 100 m
- Fixation des bivalves facile et rapide.

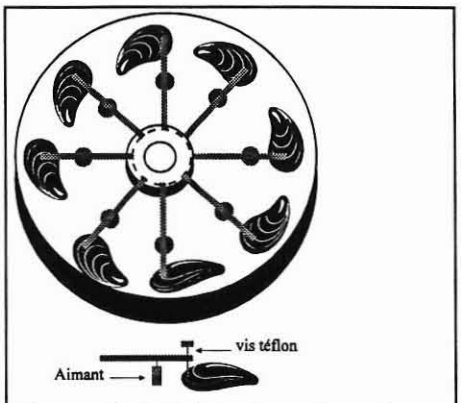


Figure 4: Schéma du valvomètre

2.5.2. Principe de mesure

La mesure se fait entre un aimant déplacé par le mouvement valvaire et une sonde à effet Hall. L'ouverture du bivalve entraîne le déplacement de l'aimant (Figure 4) et une modification du champ électro-magnétique au niveau du capteur. Un convertisseur permet de numériser les mesures analogiques.

2.5.3. Fonctionnement

Le valvomètre peut être connecté à un ordinateur qui enregistre et traite les mesures. Un logiciel d'alarme a été mis au point pour détecter des réactions valvaires anormales (fermeture valvaire, hyper-activité ou hypo-activité valvaire, diminution d'ouverture valvaire) et déclencher des alarmes et des prélèvements automatiques de l'eau en temps réel. Les alarmes sont détectées en fonction de seuils prédéfinis pour chacun des paramètres

Le valvomètre peut-être entièrement autonome pour réaliser des mesures in-situ : il fonctionne alors sur pile et est doté de mémoire. Dans cette configuration l'activité valvaire est analysée à posteriori, après déchargement des données enregistrées.

La mise en oeuvre de ce dispositif est facile et son fonctionnement en continu sur de longues périodes n'occasionne qu'un minimum d'interventions.

2.5.4. Mise en oeuvre du valvomètre dans la station d'alarmes biologiques

Pour détecter les variations de la qualité de l'eau il semble souhaitable de contrôler au préalable que le comportement des coquillages dans le dispositif expérimental reflète correctement celui des animaux dans leur milieu. L'activité valvaire des huîtres et des moules in-situ et dans la cuve cylindro-conique a donc été comparée du 16/10/97 au 30/10/97.

Des enregistrements de l'activité valvaire ont ensuite été réalisés en continu pendant 1 année (97/98) au moyen de ce dispositif. Le valvomètre est placé dans la cuve cylindro-conique et configuré pour réaliser des enregistrements toutes les minutes avec une résolution de 10 bits pour chaque voie. Ces données serviront de base pour tenter de repérer les réactions valvaires statistiquement anormales.

2.6. Suivi de la Consommation d'Oxygène (CO) par les huîtres et les moules.

Contrairement à l'air qui à une teneur stable et constante en oxygène de 20.8 %, l'eau peut subir de grandes fluctuations de concentration en oxygène. Une eau de mer à 35 ‰ de salinité est composée, à saturation, de 7.66 mg/l d'oxygène dissous à 18°C, et dede 9.06 mg/l d'oxygène dissous à 10°C, .

La consommation d'oxygène, résultat de larespiration, dépend à la fois de facteurs internes (taille, développement de la gonade...) et des conditions du milieu (alimentation et qualité de l'eau). Les mesures de respiration sont donc susceptibles de réagir à des changements du milieu d'origine naturelle, ou accidentelle. La respiration intégrée à un bilan énergétique est un bio-indicateur très sensible (Bayne et al., 1985).. Les mesures de respiration sont généralement menées en milieu confiné au laboratoire sur des individus isolés dans des cloches hermétiques et durant de courtes périodes (Bougrier et al. 1995). Ces travaux ont permis de définir les relations allométriques de la respiration d'huîtres ou de moules en fonction du poids et de la température.

Notre dispositif permet, de façon originale, une mesure semi-continue (1 enregistrement de 30 minutes toutes les 3 heures, soit 8 mesures par 24 heures sur le long terme) de la consommation en oxygène d'une population de mollusques bivalves.

Le débit d'eau nécessaire aux besoins trophiques des animaux ne permet pas de mesurer de manière sensible la consommation d'oxygène par simpe différence de mesure entre l'entrée et la sortie des bacs durant le renouvellement d'eau.. Les mesures de respiration sont donc effectuées en eau stagnante, par l'intermédiaire d'une horloge programmée, qui commande l'ouverture ou la fermeture d'une électrovanne placée sur la canalisation d'arrivée d'eau des bacs d'élevage. Ce dispositif permet d'interrompre toutes les 3 heures l'alimentation des bacs d'élevage pendant 30 minutes, tout en enregistrant la teneur en oxygène, et de mesurer ainsi la consommation de l'oxygène dissous dans l'eau par une population de mollusques bivalves. La biomasse de bivalves doit être ajustée pour entraîner une diminution de la concentration en oxygène suffisante pendant la durée de la mesure. Par ailleurs il faut éviter de placer les animaux en situation d'hypoxie (il est couramment admis qu'une chute d'oxygène inférieure à 30 % ne modifie pas les principales fonctions physiologiques des huîtres).

Un nettoyage régulier des bacs est nécessaire (toutes les semaines en périodes estivales et sinon tous les 15 jours) pour limiter la consommation "parasite" d'oxygène par les bio-dépots. Les sondes d'oxygène font également l'objet d'un entretien régulier pour éviter le micro-fouling au niveau des membranes. Une calibration des sondes est réalisée lors de chaque visite.

La validation de ce système nécessite certaines vérifications préalables:

- faible niveau des échanges air-eau, dans les conditions de mesure.
- la précision de la mesure.

2.7. Suivi de la filtration des huîtres et des moules

Le système en place permet de réaliser ponctuellement des mesures de filtration par les coquillages, à partir de la baisse de concentration en chlorophylle, entre l'entrée et la sortie des bacs... Les mesures de chlorophylle sont réalisées au laboratoire par un fluorimètre Turner (modèle : 10AU005) sur des échantillons de 200ml.

2.8. Acquisition des mesures

La mesure de la température est réalisée directement par la centrale d'acquisition MICREL (1) qui est paramétrée en impédance pour la sonde Pt100. Les autres sondes sont munies d'une sortie analogique en 0-2 volts ou 4-20 mA et sont connectées à la centrale d'acquisition. La centrale est munie d'un convertisseur analogique-numérique avec une résolution comprise entre 6 et 12 bits. La capacité mémoire est de 32 koctets. Les données sont compressées et stockées dans le module puis sont déchargées régulièrement dans un ordinateur avec une sonde à transmission par induction. La vitesse de transmission est de 9600 bauds soit une durée maximum de 32 secondes pour vider complètement la mémoire.

3 - RESULTATS / DISCUSSIONS

3.1. Mesures physico-chimiques en rivière d'Auray

L'évolution des principaux paramètres physico-chimiques est présentée sur la figure 5. La température varie de 5°C à 19.5°C au cours de l'année. Ce site estuarien présente des variations de concentration en oxygène dissous selon un cycle saisonnier et nycthéméral en fonction des blooms de phytoplancton. Les valeurs observées se situent toujours au-dessus de 60 % de saturation en oxygène. Les salinités ne descendent jamais en-dessous de 20 g/l qui correspond au seuil de réaction valvaire des huîtres (Floch 1994). En période de précipitations la rivière d'Auray est sous l'influence de variations de salinité observées en fonction de la marée.

Les mesures physico-chimiques ont mis en évidence des problèmes de métrologie et ont permis de constater de nombreux dysfonctionnement du pompage. Ces problèmes ne remettent pas en cause la validation du dispositif expérimental mais limitent l'interprétation des résultats. Ces travaux permettent, par ailleurs, de préciser le cahier des charges de la future station de mesure.

(1) **Micrel** rue Gutenberg ZI Kerandré 56700 Hennebont tel 0297361012

Figure 7: évolution des indices de remplissage des huîtres de 18 mois élevées en poche

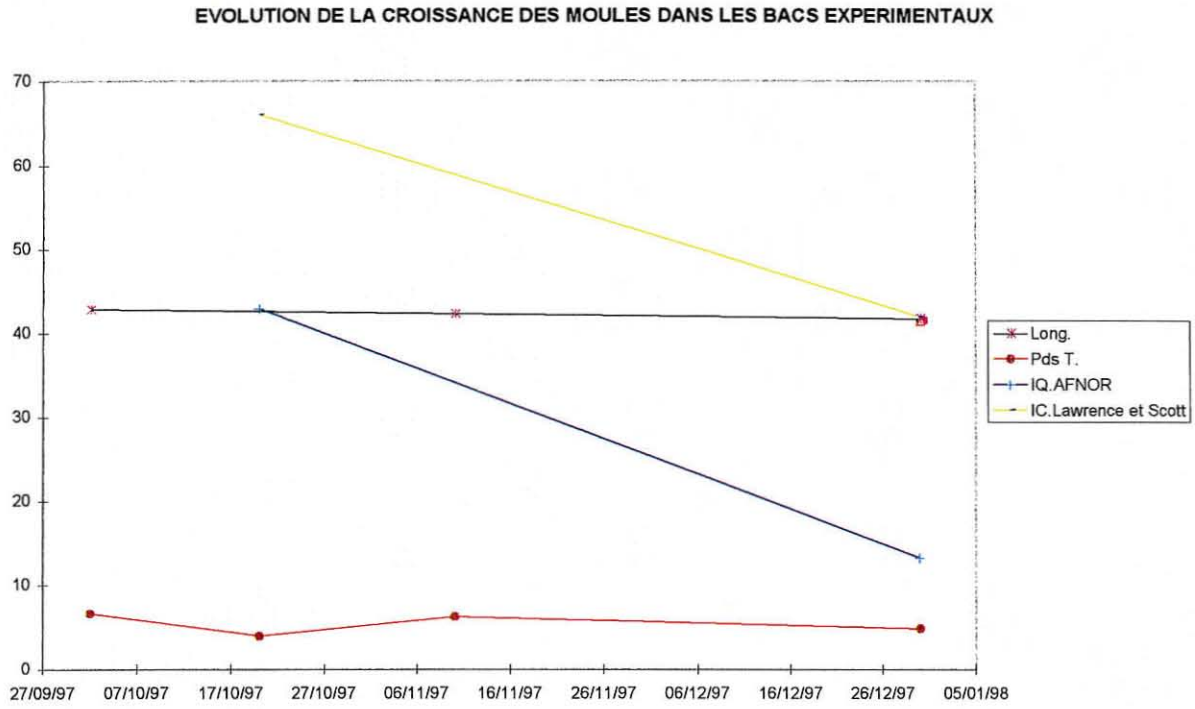


Figure 8: évolution de la croissance des moules en condition expérimentale

3.3. Activité valvaire

3.3.1. Représentativité du dispositif expérimental

Les huîtres et les moules placées sur le valvomètre bénéficient de bonnes conditions grâce à un débit d'eau important de 1,5 à 10 m^3/h et d'une biomasse négligeable au niveau de la réserve en eau où est situé le valvomètre. L'activité valvaire des huîtres et des moules au niveau de la station de mesure et des parcs d'élevage est présentée sur les figures 9 à 12.

L'analyse du degré d'ouverture valvaire montre des différences entre les animaux élevés en bac expérimental et sur parc ostréicole pour la période étudiée. Les huîtres en poche et les moules en bac semblent plus souvent fermées (ouverture valvaire inférieure à 20 %), respectivement 13,1 % et 31,75 % du temps. Le calcul des pourcentages d'ouvertures valvaires ne permet pas de conclure définitivement à des différences significatives. Pour ce qui est des activités valvaires (changements d'ouverture), assez peu de différences sont mises en évidence. Le tableau 2 établit le bilan du degré d'ouverture et des activités valvaires des huîtres et des moules dans les différentes situations.

En ce qui concerne les réactions simultanées de fermetures valvaires il ne semble pas y avoir de différences entre les huîtres et les moules élevées dans les bacs expérimentaux et sur les parcs d'élevage (tableau 3). Dans le cas d'une station d'alarme de fermetures valvaires le dispositif expérimental paraît donc être représentatif du milieu mais ce résultat mérite d'être confirmé sur une période plus longue. On peut logiquement penser que les

ceux du milieu ouvert, intègreront nécessairement les effets éventuels de changements de milieu (toxicité...).

Tableau 2 : Durée en pourcentage des fermetures valvaires (ouvertures valvaires inférieures à 20%) et des mouvements valvaires supérieurs à 10%.

	huîtres en bac	huîtres en poche	moules en bac	moules en poche
mouvements valvaires supérieurs à 10% (%)	4.19	4.93	4.97	3.86
durée des fermetures valvaires inférieures à 20 (%)	4.82	13.14	31.75	12.42

Tableau 3: Réactions simultanées de fermetures valvaires d'huîtres et de moules au niveau de la station de expérimentale et des parcs d'élevage.

Espèces	**Station expérimentale**			**Parc d'élevage**		
	date		Nbre. de réactions simultanées	date		Nbre de réactions simultanées
Moules	22/10/97	9h47	7	22/10/97	9h16	7
	23/10/97	10h21	7			
	23/10/97	16h13	7			
Huîtres	24/10/97	2h35	5			
	26:10/97	0h11	5	26/10/97	0h01	5
	26/10/97	9h31	6	26/10/97	9h21	4
	27/10/97	1h47	7			
	27/10/97	9h31	6	27/10/97	9h53	7
	27/10/97	22h51	8	27/10/97	22h41	7
	28/10/97	9h15	8	28/10/97	9h21	7
	28/10/97	23h05	8	28/10/97	22h41	7
	29/10/97	11h39	4	29/10/97	11h29	7

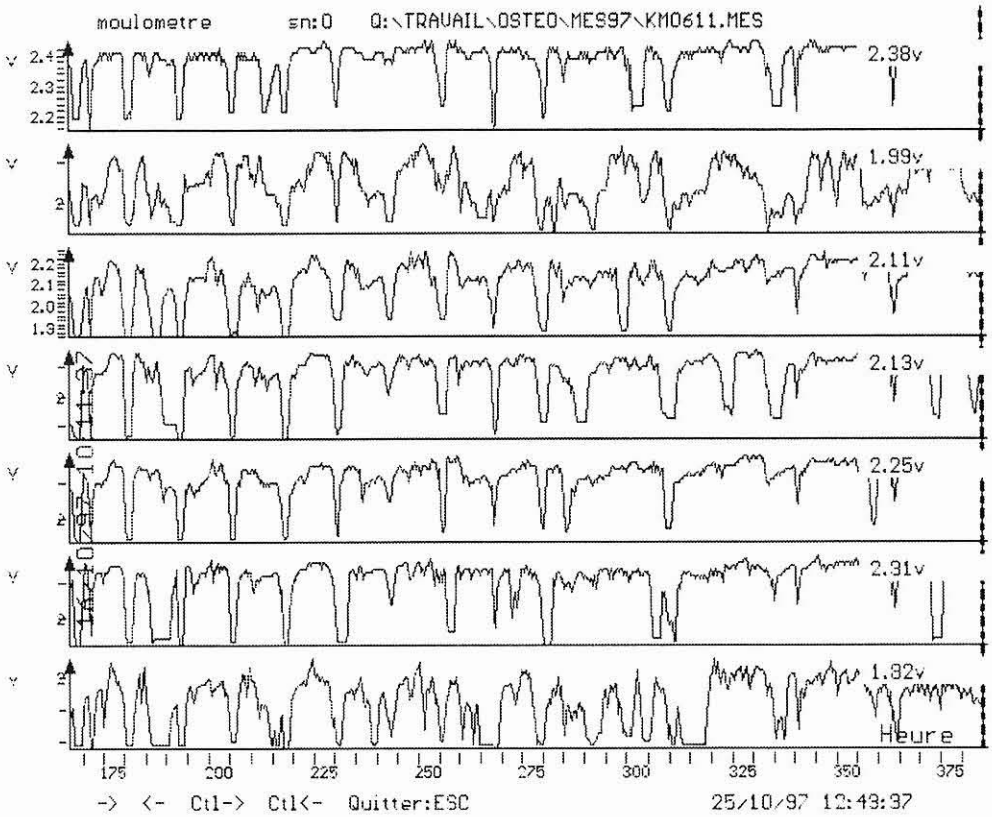


Figure 9: Activité valvaire des moules en bac expérimental du 16/10/97 à 10h11 au 25/10/97 à 12h43

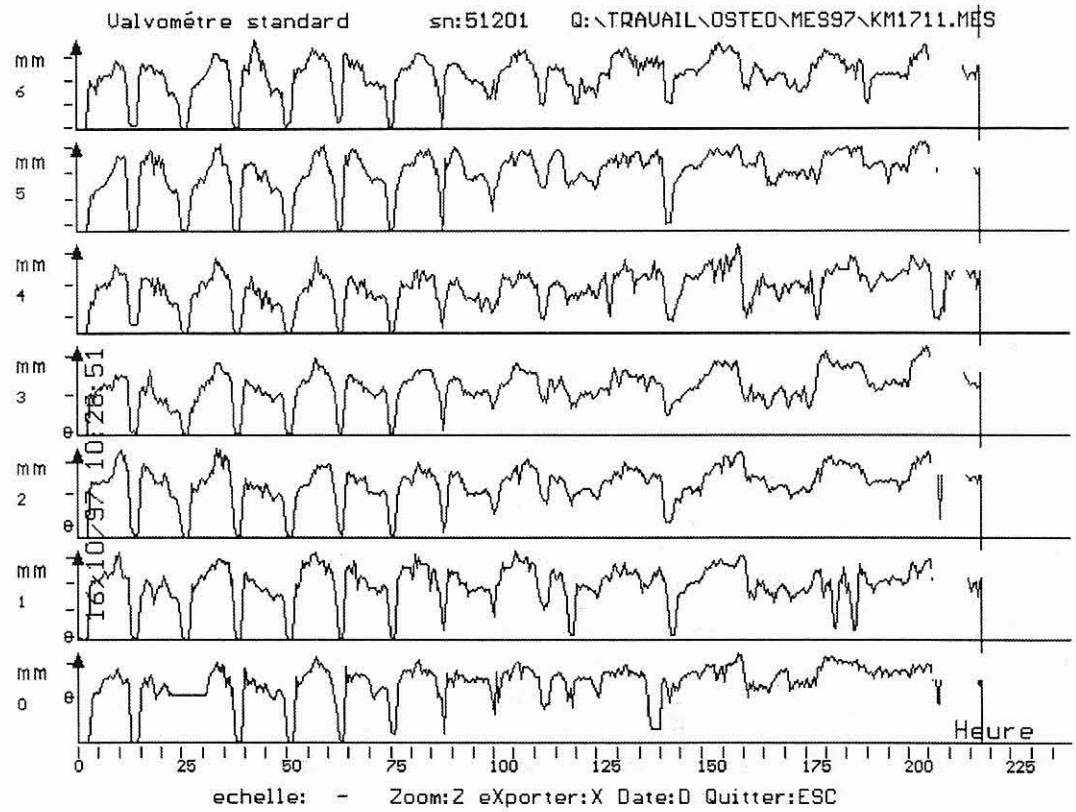


Figure 10: Activité valvaire des moules in-situ à Locmariaquer (Kerivaud) du 16/10/97 à 10h28 au 25/10/97 à 12h28

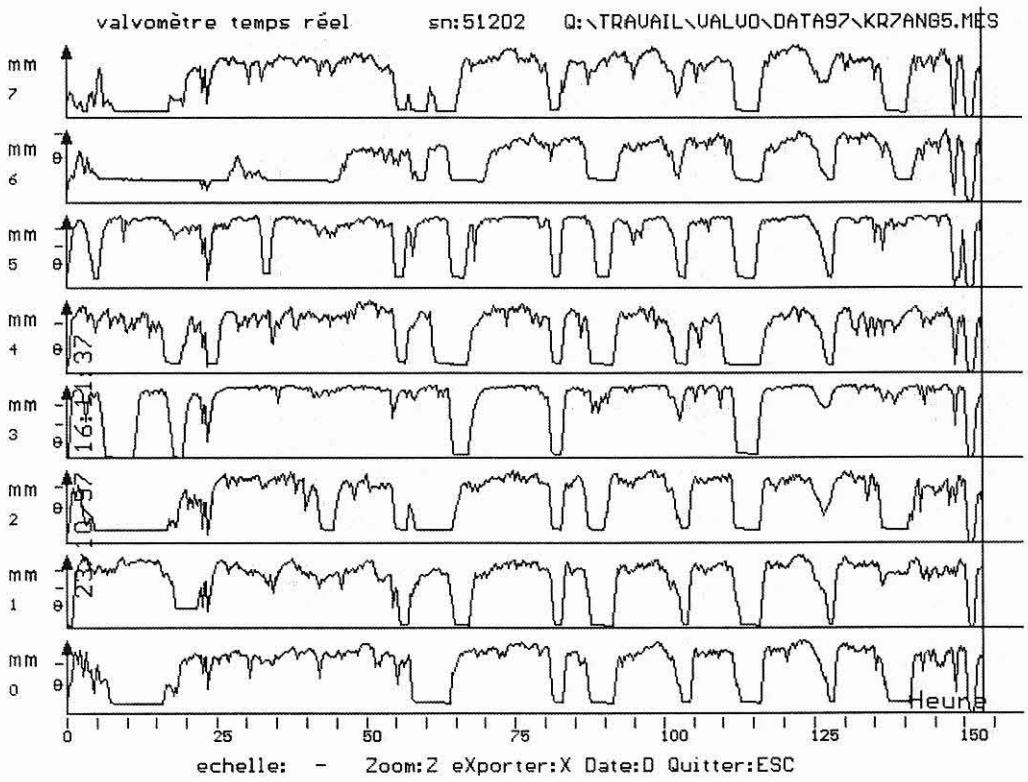
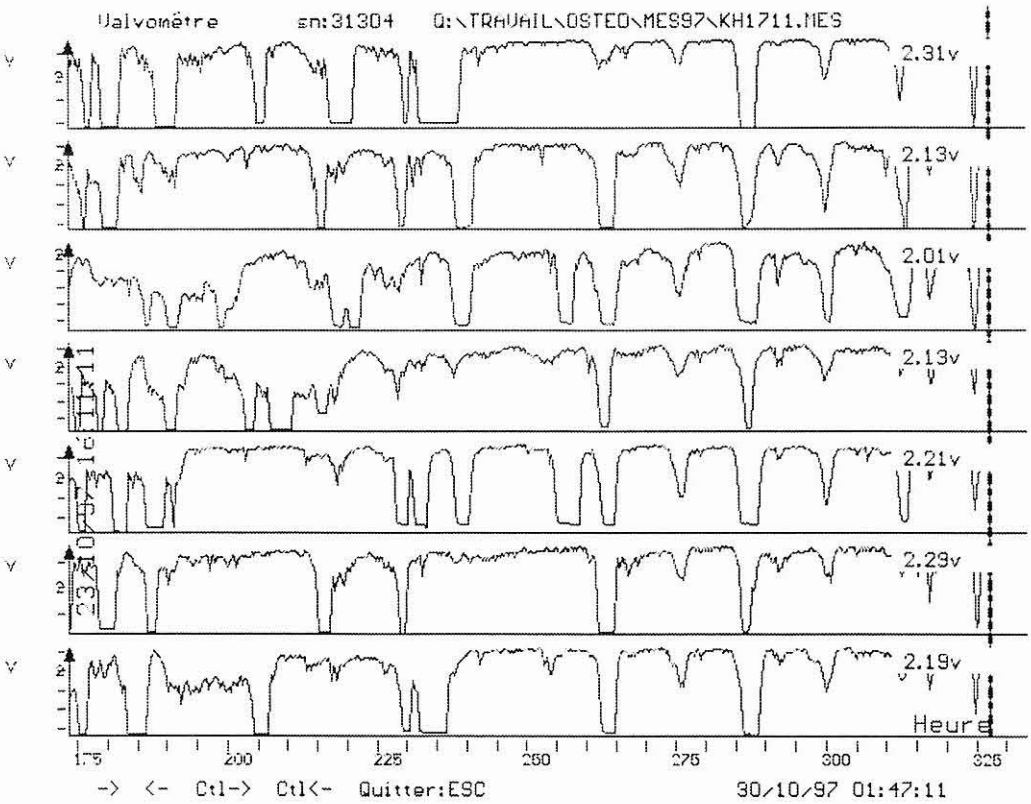


Figure 11: Activité valvaire des huîtres en bac expérimental du 23/10/97 à 16h11 au 30/10/97 à 1h15



3.3.2. Analyse de l'activité valvaire d'huîtres en rivière d'Auray

L'observation des enregistrements valvaires révèle trois types de mouvement ordinaires :

a - Des mouvements de faible amplitude sont observés en permanence sur les deux espèces. Ils correspondent à des variations inférieures à 20 % entre deux valeurs successives. Ils traduisent une activité physiologique de filtration et de respiration qui induit un courant branchial en fonction des besoins alimentaires (Galtsoff, 1964).

b - Des mouvements plus amples sans fermeture totale correspondent à des pics d'adduction provoqués par l'émission de pseudofécès et fécès.

c - La fermeture valvaire peut être un moyen de protection du mollusque vis-à-vis de son environnement (prédation, variation naturelle du milieu, altération de la qualité de l'eau) Cependant des fermetures valvaires individuelles, pouvant se prolonger plusieurs heures, sont couramment observées sur les huîtres sans exondation (durant les périodes de morte-eau) et sans variation apparente de qualité d'eau. Ainsi, la durée journalière moyenne de fermeture valvaire observée sur le site d'essai de la rade de Brest, en période de mortes eaux, était d'environ 2 heures.

Au cours des 10 mois d'enregistrement, différents cas de fermetures valvaires simultanées d'huîtres ont pu être observés :

- fermetures valvaires synchrones et réouvertures valvaires asynchrones des huîtres (figure 13)
- fermetures valvaires asynchrones et réouvertures valvaires synchrones des huîtres (figure 14)
- fermetures et réouvertures valvaires synchrones des huîtres (figure 15)
- fermetures et réouvertures valvaires asynchrones des huîtres(figure 16)

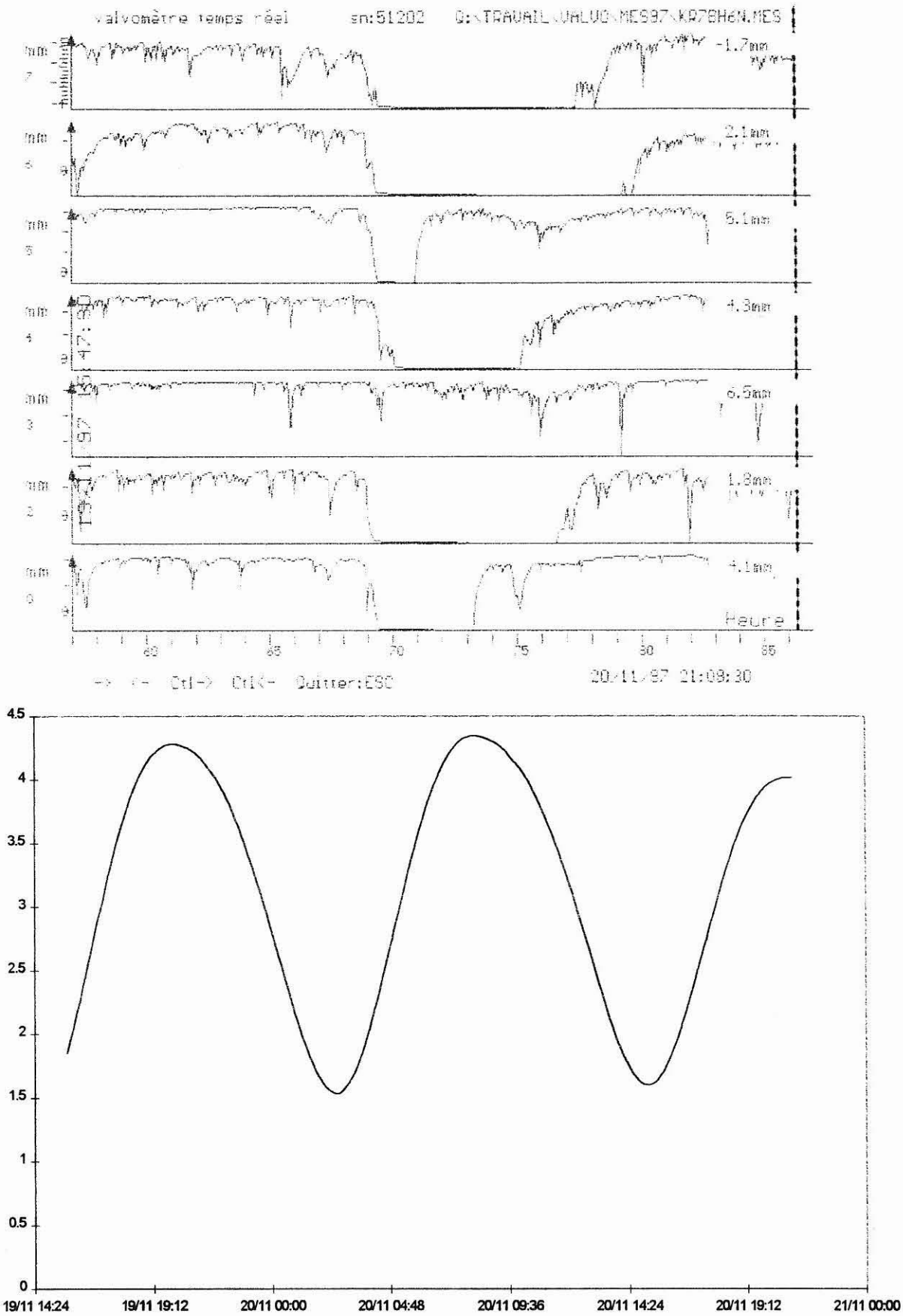


Figure 13 : fermetures valvaires synchrones et réouvertures valvaires asynchrones des huîtres en fonction de la marée (hauteur d'eau en mètres) du 19/11/97 à 15h47 au 20/11/97 à 21h08.

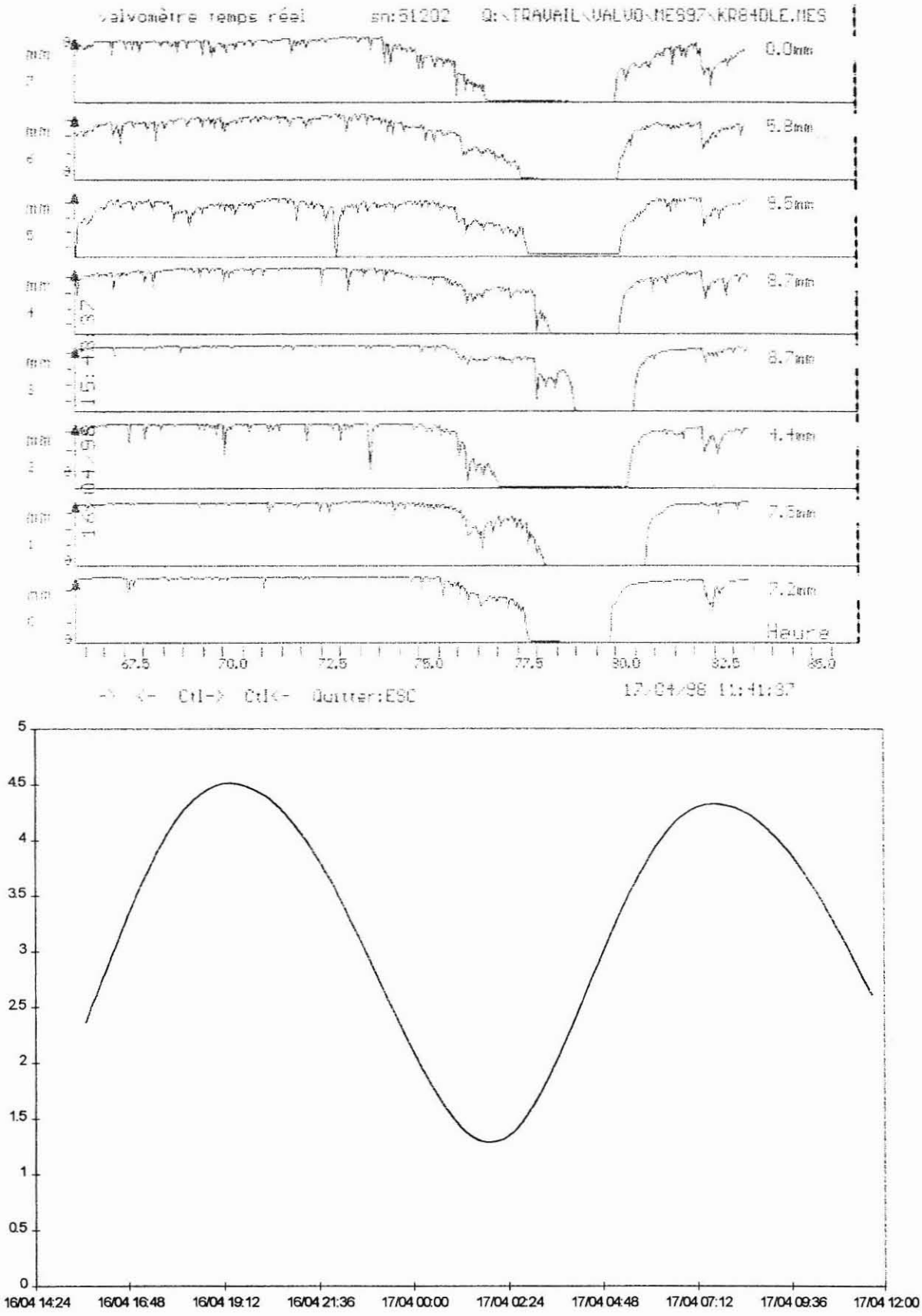


Figure 14 : fermetures valvaires asynchrones et réouvertures valvaires synchrones des huîtres en fonction de la marée (hauteur d'eau en mètres) du 16/04/98 à 15h43 au 17/04/98 à 11h41.

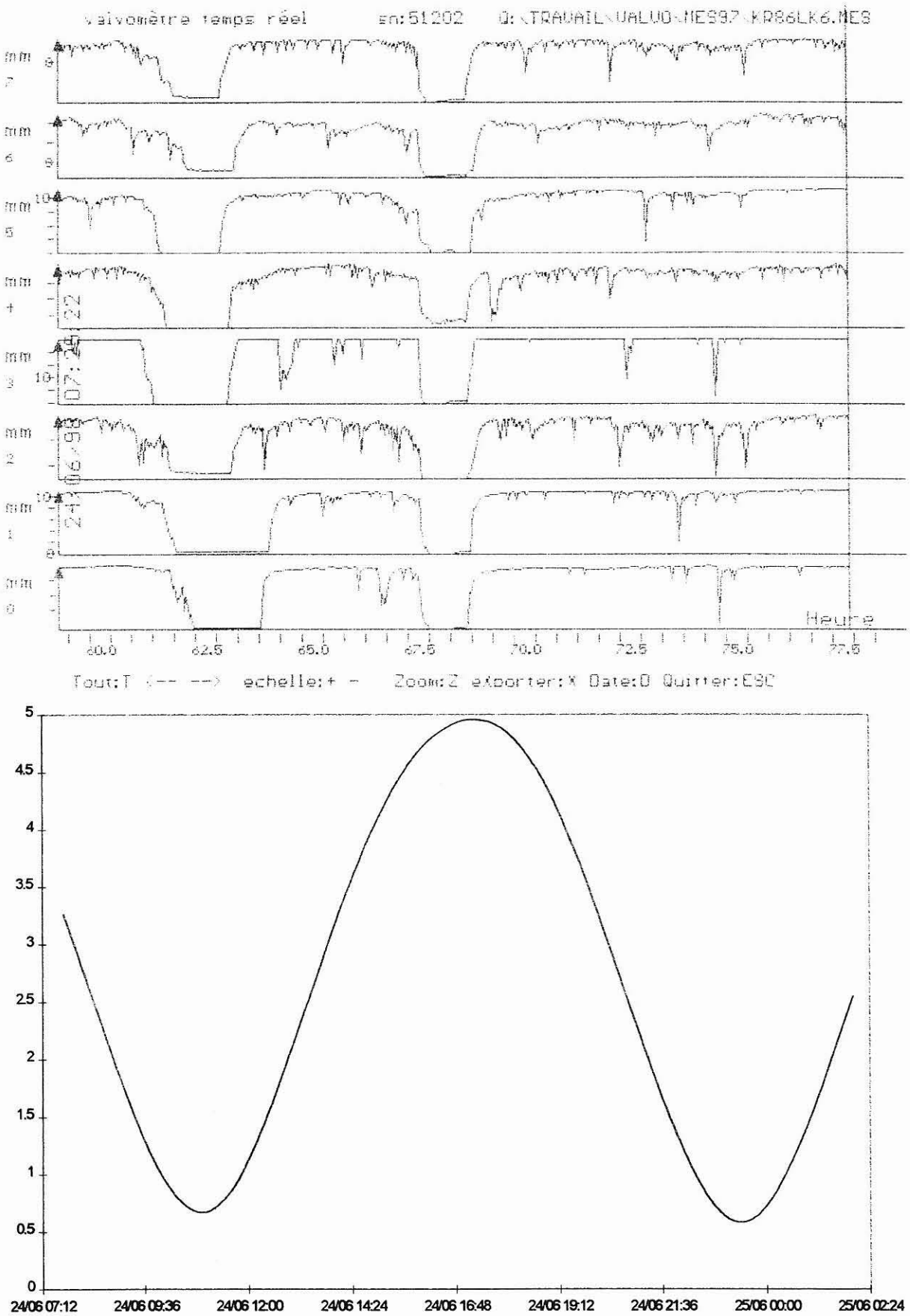
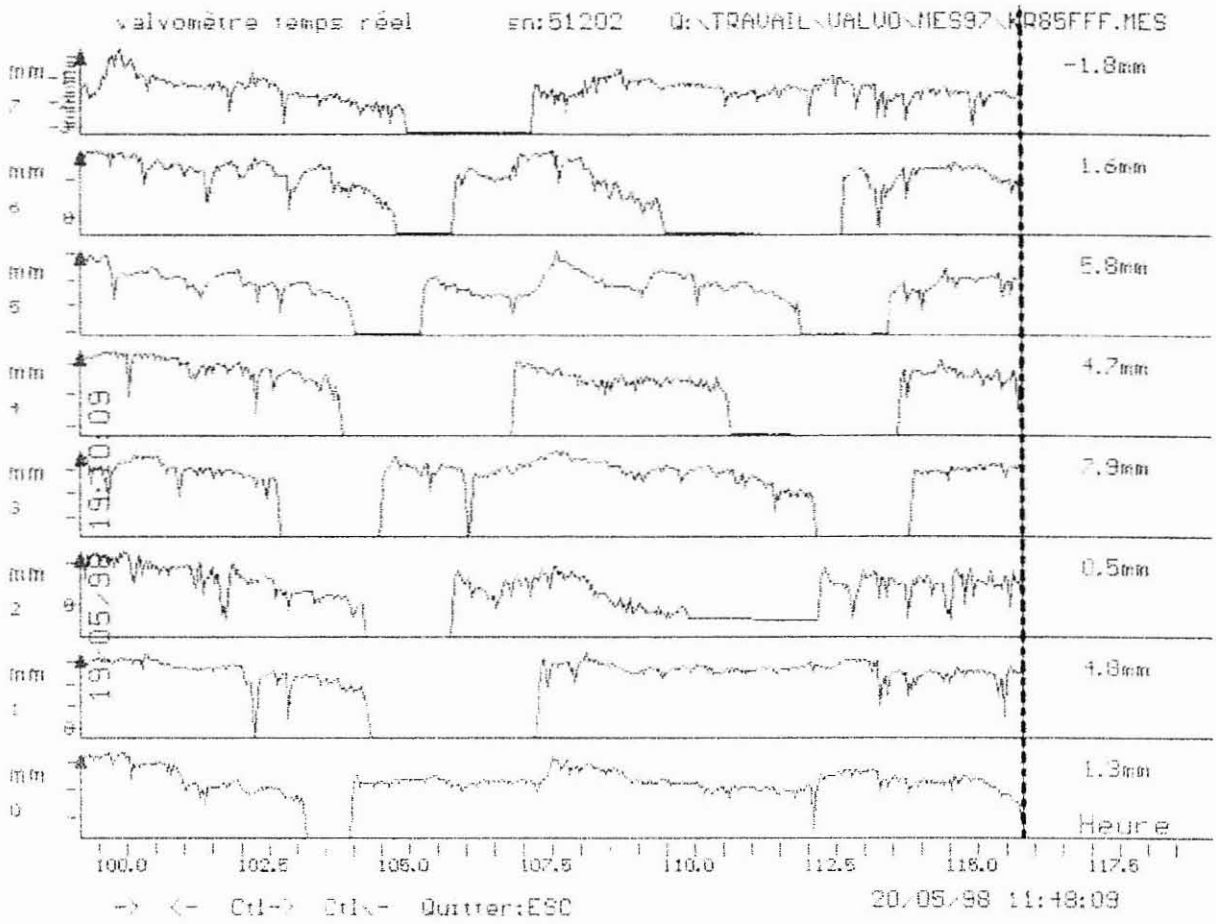


Figure 15 : fermetures et réouvertures valvaires synchrones des huîtres en fonction de la marée (hauteur d'eau en mètres) du 24/06/98 à 7h29 au 25/06/98 à 2h07.



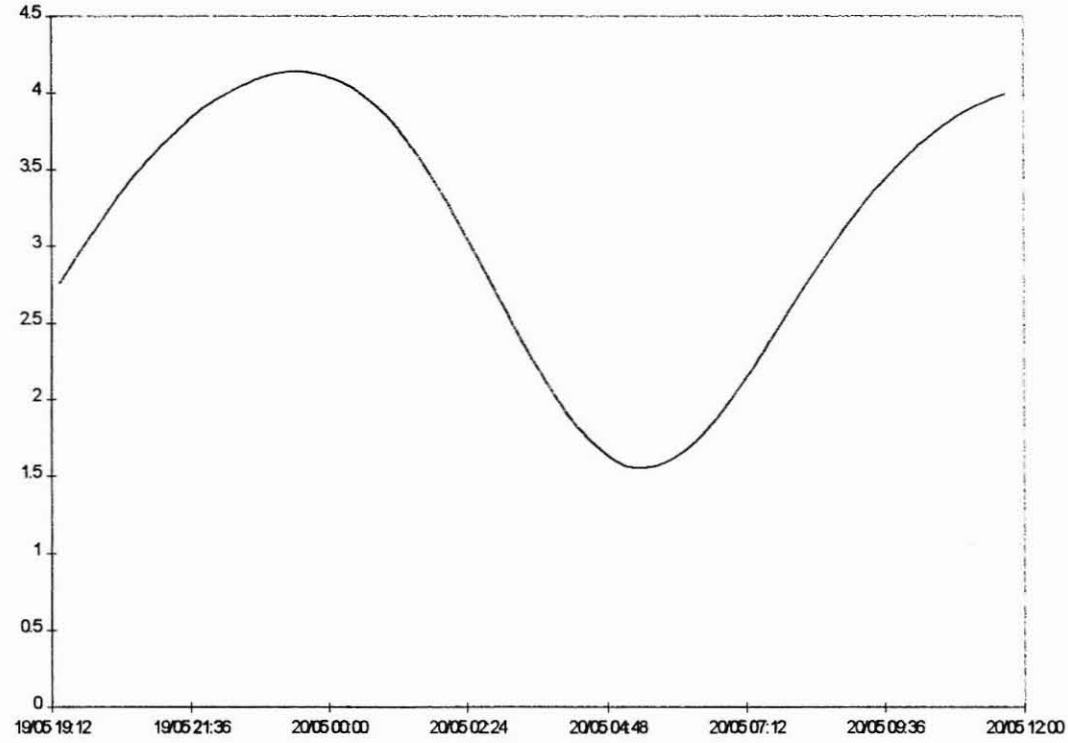


Figure 16 : fermetures et réouvertures valvaires asynchrones des huîtres en fonction de la marée (hauteur d'eau en mètres) du 19/05/98 à 19h10 au 20/05/98 à 11h48.

89 cas de fermetures valvaires simultanées de 4 à 8 huîtres ont été recensés. Dans la majorité des cas (74) on observe des fermetures et (ou) des réouvertures valvaires synchrones (figure 17). Cette simultanéité importante des fermetures valvaires est surprenante. En première analyse, on peut situer ces phénomènes par rapport aux cycles de marée, aux saisons, aux heures du jour ou de la nuit. En dehors des arrêts techniques il ne semble pas y avoir de relation directe entre ces réactions valvaires et un coefficient de marée de moins de 95 (figure 17) ou la saison (figure 19). Les réactions valvaires simultanées paraissent survenir préférentiellement **à marée montante** (figure 20). Elles seraient plutôt plus nombreuses en **deuxième partie de nuit**. (figure 21).

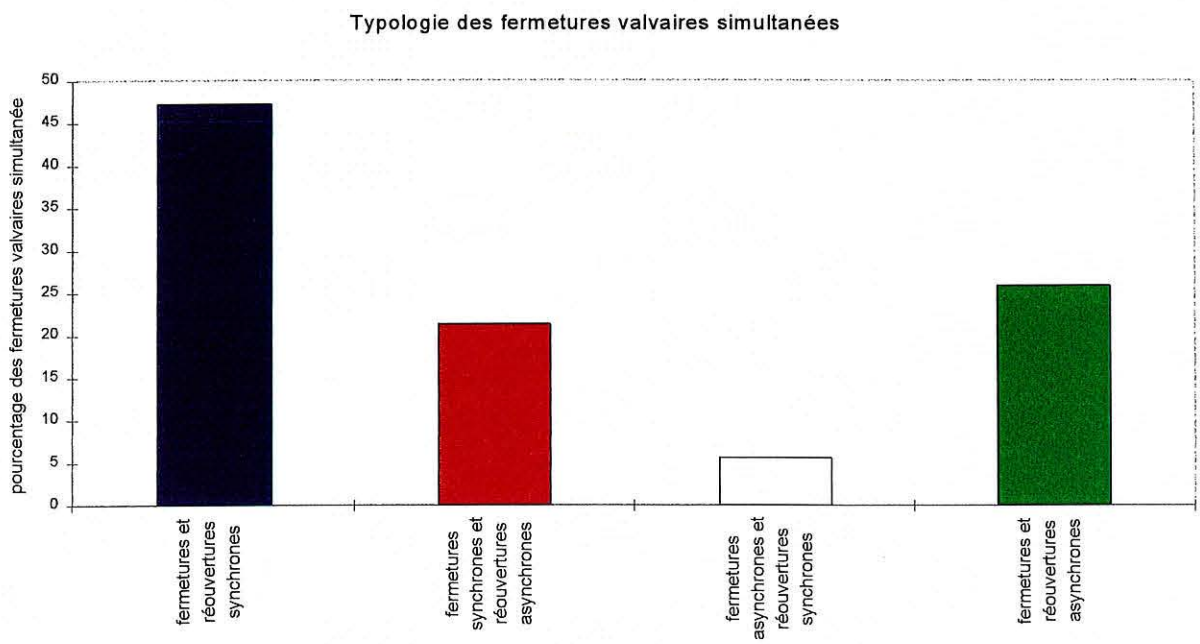


Figure 17: typologie des fermetures valvaires simultanées.

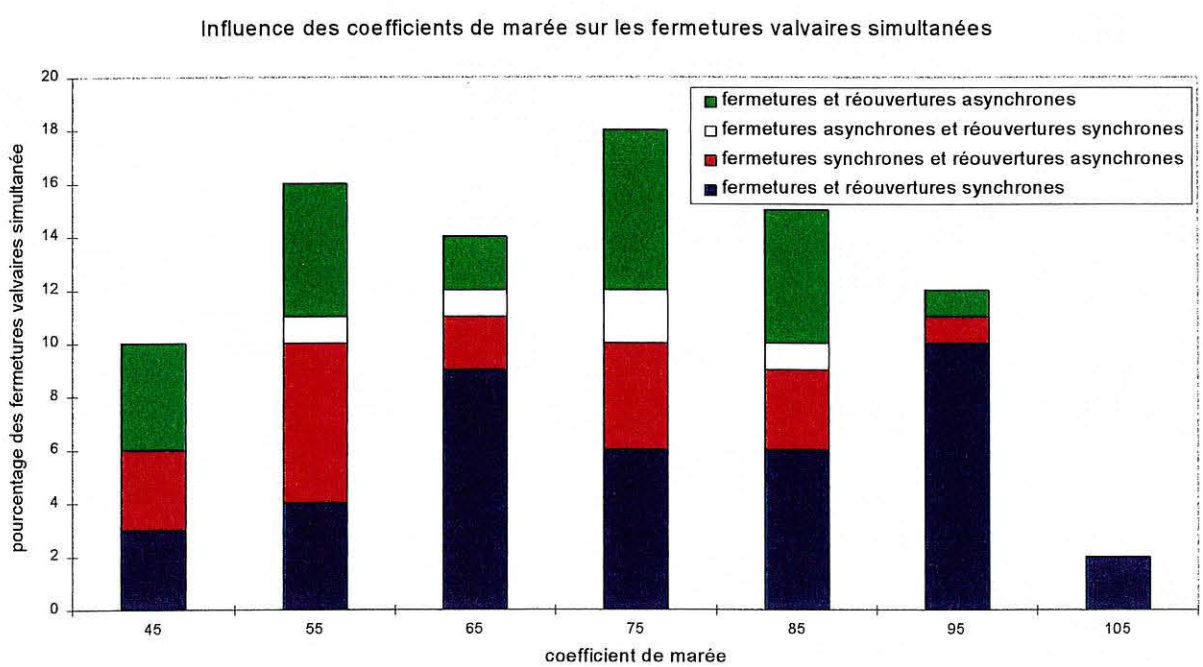


Figure 18: influence des coefficients de marée sur les fermetures valvaires simultanées

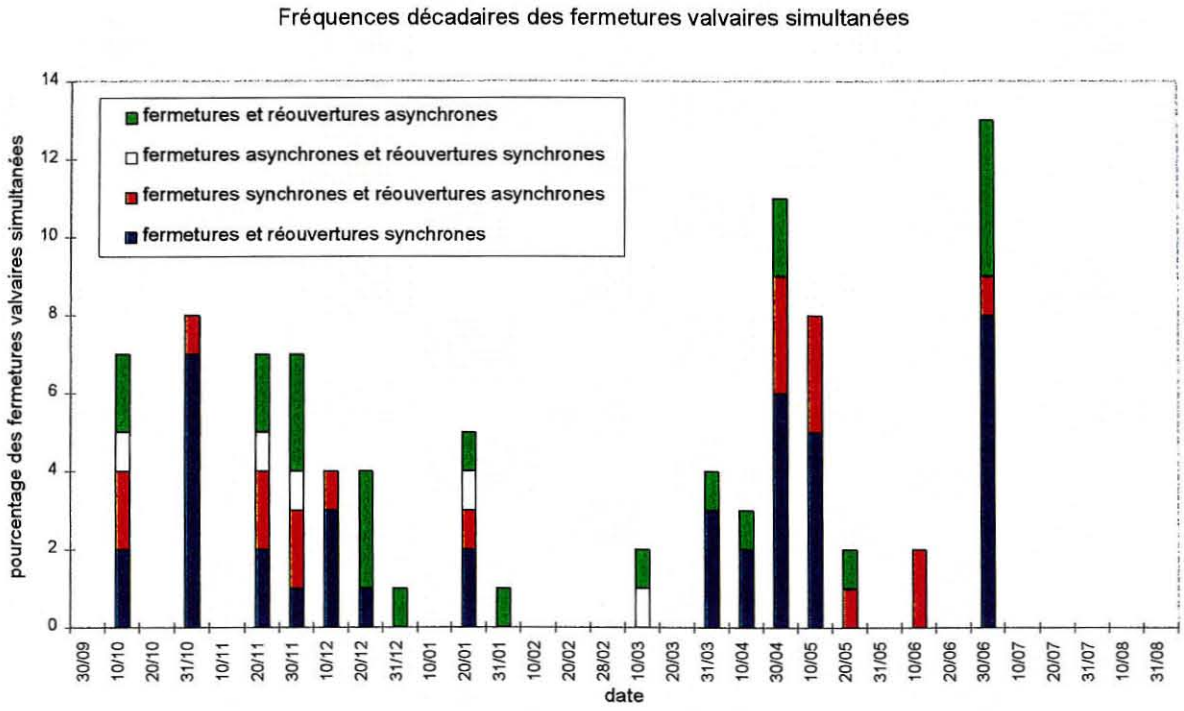


Figure 19: fréquences décadaires des fermetures valvaires simultanées.

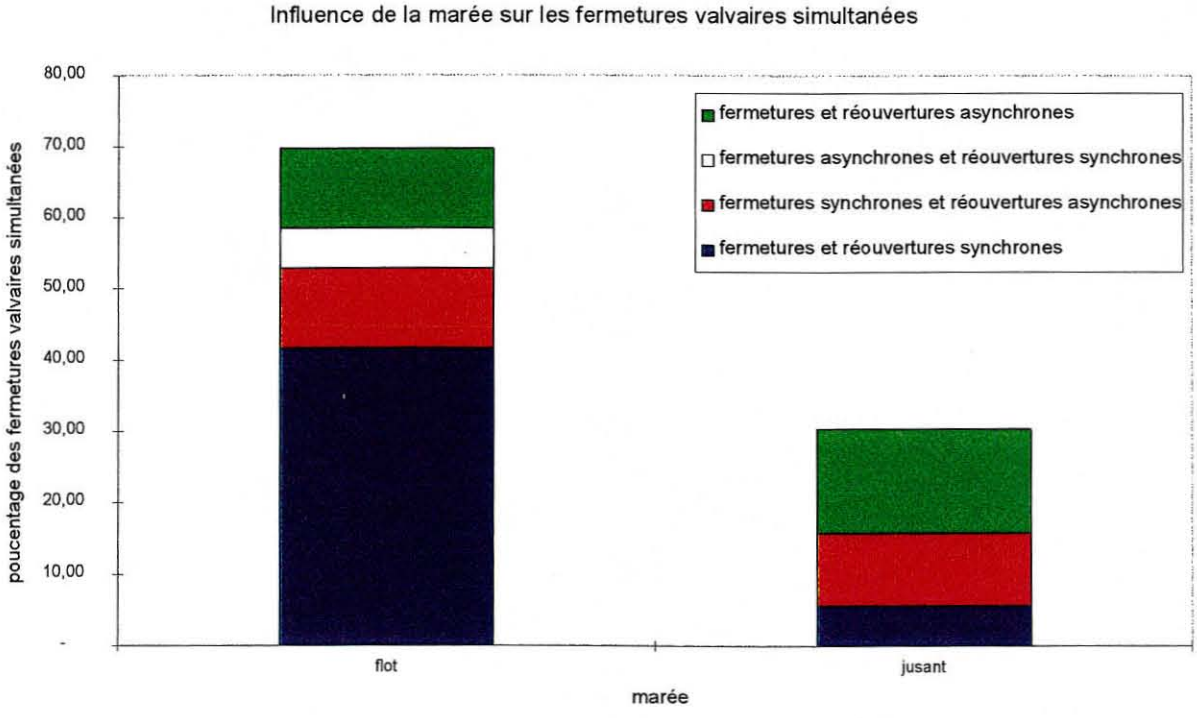


Figure 20: influence de la marée sur les fermetures valvaires simultanées.

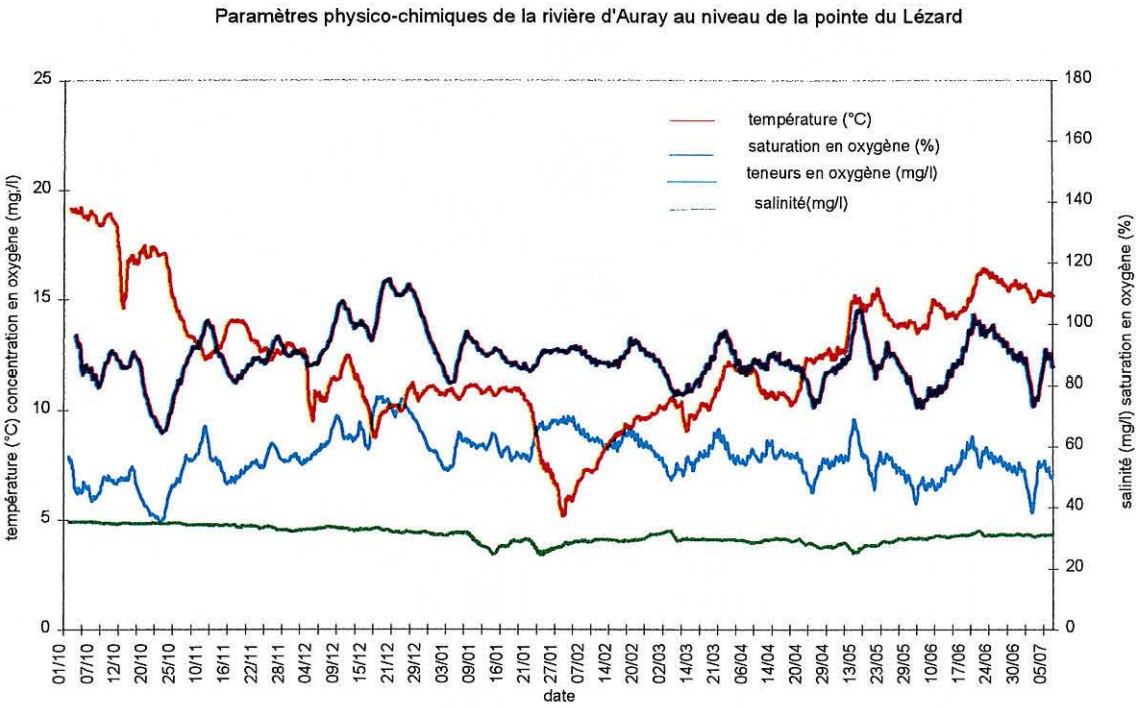


Figure 5: évolution des paramètres physico-chimiques à la pointe du lézard

3.2. Croissance des animaux en conditions expérimentales

Les résultats biométriques mettent en évidence un déficit de croissance important et une diminution anormale des indices de condition de l'ensemble des lots expérimentaux d'huîtres et de moules (Bouget et Mazurié 1999).

Les conditions expérimentales sont responsables de cette dégradation dans les bacs par rapport aux poches du milieu extérieur (figure 6 et 7). Le lot d'huîtres de 18 mois a été entièrement renouvelé après 4,5 mois d'expérience (indice Lawrence et Scott = 23.9, indice AFNOR = 6.1) Les seuils léthaux sont alors atteints et l'augmentation brutale de la mortalité au mois de mai met fin à l'expérience en cours.

Le poids entier des moules stagne entre septembre et décembre, et leur indice de condition décroît au mois de décembre (figure 8).

Ce problème s'explique par un apport trophique insuffisant par rapport à la biomasse étudiée. Par exemple, 290 huîtres (poids sec de 134 g), stabulées à 14°C, filtrent en théorie 600 litres par heure (Bougrier, 1995) et devraient dans l'idéal être alimentée en eau par un débit au moins 2 fois supérieur aux besoins de filtration (Bougrier comm. pers.), soit 1200 l/h : le débit moyen disponible est de 420 litres par heure et par bac. Cette interprétation est confirmée par l'abattement excessif calculé sur la chlorophylle, lors du transit de l'eau : il est de 51,7 alors que le maximum d'abattement souhaitable est de 30 %. Le renouvellement d'eau insuffisant et l'arrêt répété du renouvellement 4 heures par jour pour les mesures de consommation d'oxygène sont responsables de ce phénomène.

Les mauvaises performances de croissance empêchent de considérer les coquillages expérimentaux comme une réplique des coquillages en élevage (et de statuer sur les mortalités par exemple). Par contre, elles ne font pas véritablement obstacle à la mise en évidence de modifications soudaines des indices physiologiques ou comportementaux en relation avec un changement de qualité d'eau.

Pour améliorer ces conditions expérimentales il existe plusieurs solutions, notamment :

- réduction de la biomasse
- augmenter le débit

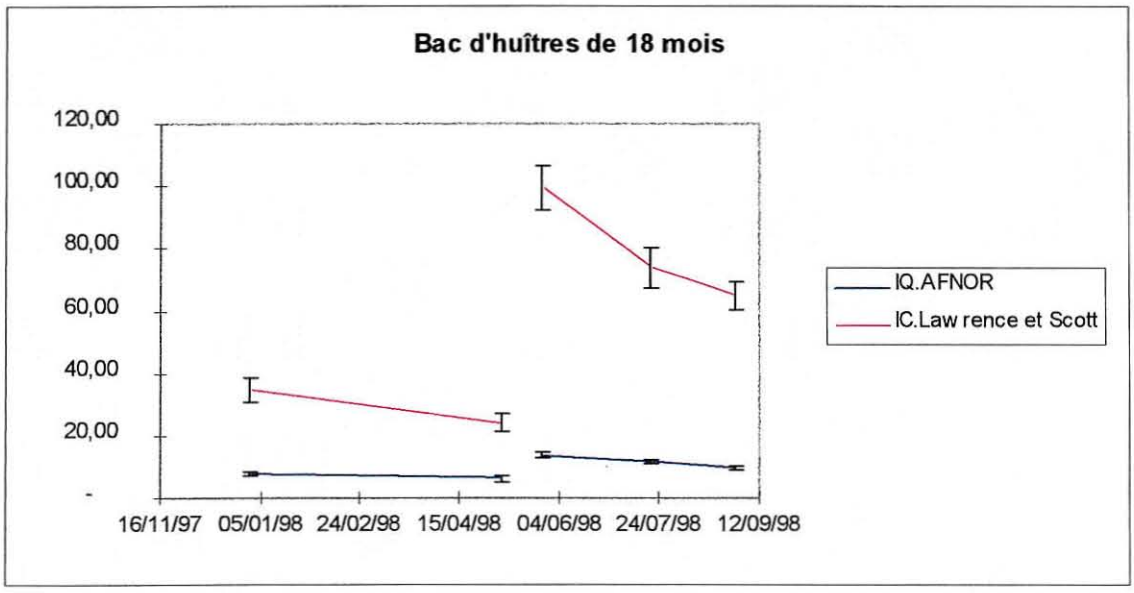
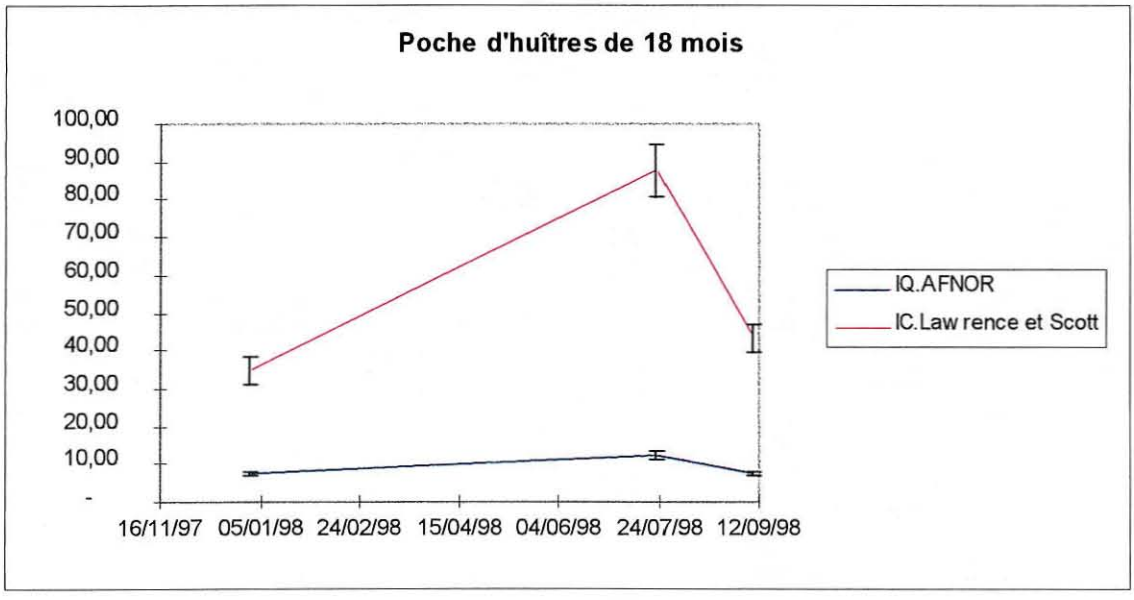


Figure 6: évolution des indices de remplissage des huîtres de 18 mois élevées en condition expérimentale



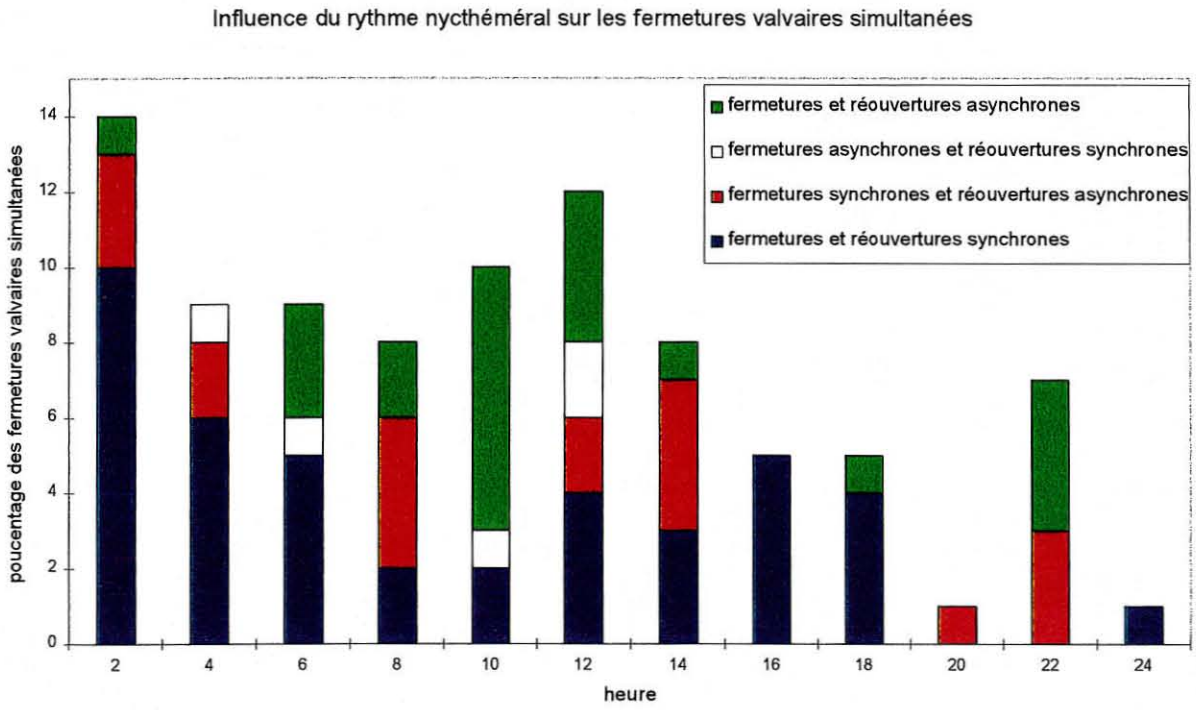


Figure 21: influence du rythme nycthéméral sur les fermetures valvaires simultanées.

La figure 22 présente des fermetures valvaires survenues entre le 24/06/98 et le 25/06/98 avant chaque étale de pleine mer. La simultanéité, la répétition et la durée de ces fermetures valvaires sont statistiquement exceptionnelles en 1 an de mesures. Elles interviennent à l'étale de pleine mer autour de 2 marées basses de vives eaux à un coefficient de marée de 95. Les paramètres physico chimiques sont alors normaux (tableau 4). Par ailleurs les mesures collectées le 25 juin 1998 à 8 heures 30 minutes à Kérivaud par le réseau REPHY (Réseau PHYtoplancton) du laboratoire environnement du littoral de l'IFREMER à la Trinité-sur-Mer n'indiquent aucune efflorescence phytoplanctonique (tableau 5). Les données météo et notamment les précipitations durant cette période sur le secteur de Vannes ne sont pas exceptionnelles (figure 23).

Tableau 4 : fermetures valvaires anormales survenues le 24 et 25 juin 1998

date	coeff. marée	pleine mer à Port-Navalo (heure)	début d'alarme (heure)	fin d'alarme (heure)	température (°C)	salinité (mg/l)	oxygène (mg/l)	turbidité NTU
24/06/98	95	5h59	3h53	5h11	15.4	31	7.62	
24/06/98	95	18h13	16h11	17h05	16	30	8.08	
25/06/98	95	6h42	4h23	5h41	15.3	31	7.46	2.3
25/06/98	95	18h52	17h05	18h05	15.8	31	7.88	

Tableau 5: concentration phytoplanctonique à Kerivaud le 25 juin 1998 (source: REPHY)

dinoflagellés	concentration phytoplanctonique (nombre de cellules par litre)
Pseudonitzschia	300
Dinophysis	200
Gymnodinium nagasakiense	0
Alexandrium	0
Prorocentrum spp.	5800

La responsabilité du phytoplancton dans les fermetures valvaires simultanées a également été recherchée en avril 98 par l'analyse du contenu d'une dizaine de prélèvements déclenchés automatiquement par les alarmes de fermeture. Des observations qualitatives et quantitatives de phytoplancton n'ont montré aucune anomalie pour 8 cas de fermetures valvaires simultanées chez des huîtres.

La fréquence importante des fermetures valvaires simultanées sur une année de mesures semble démontrer que ce comportement ne soit pas lié à une pollution du milieu. Par ailleurs il n'y a pas eu de mortalité importante sur les élevages d'huîtres sur le secteur de Kérivaud. Les conditions naturelles d'élevage sur la rivière d'Auray présentent des variations importantes. Les fermetures valvaires simultanées semblent être dû à un rythme physiologique chez les huîtres pouvant être induit par des variations naturelles du milieu.

L'interprétation précise des fermetures valvaires simultanées à partir des données disponibles (paramètres physico-chimiques, marée, météo, phytoplancton, REMORA, REPHY...) n'a pu être établie.

Le programme de traitement des mesures doit encore être amélioré pour permettre une analyse plus rapide et précise des réactions valvaires.

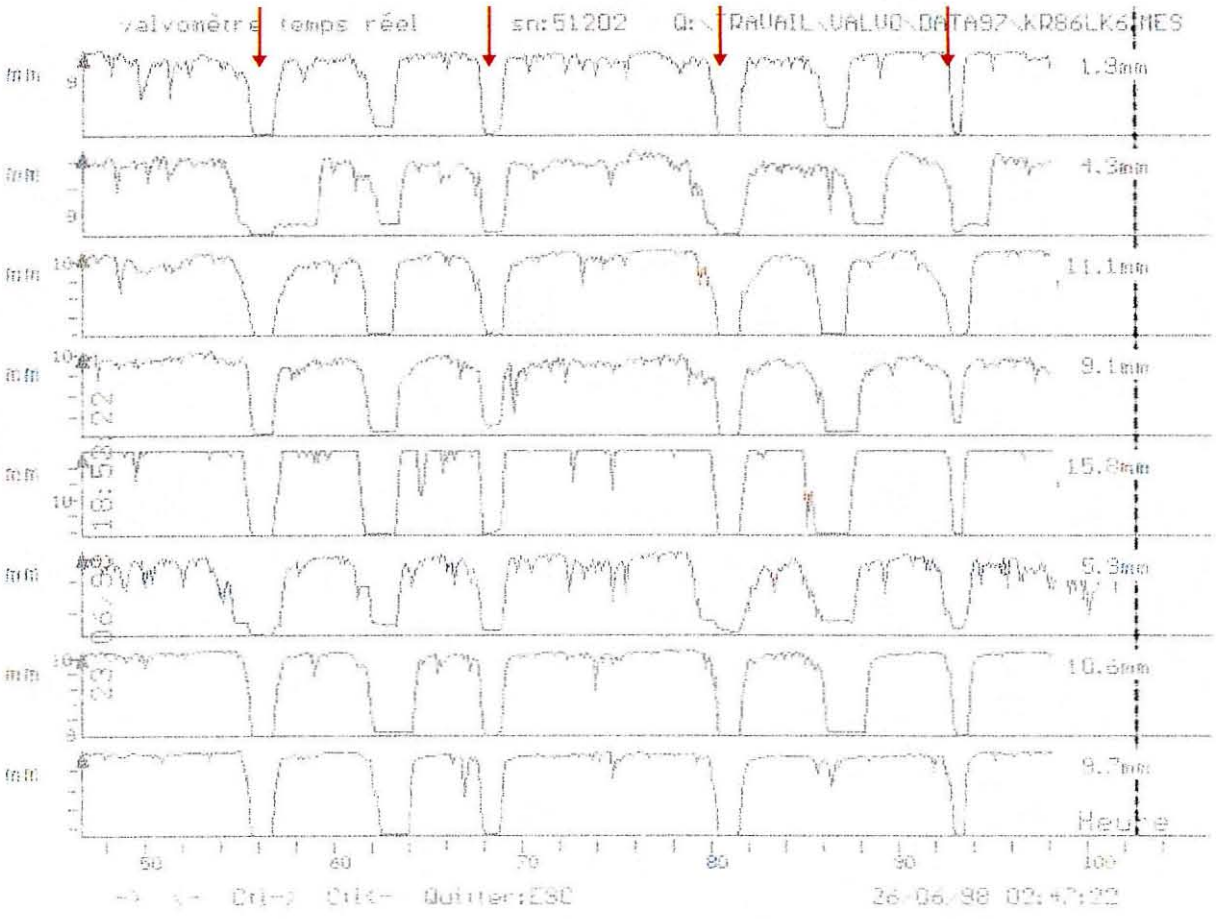


Figure 22: fermetures valvaires anormales survenues le 24 et 25 juin 1998

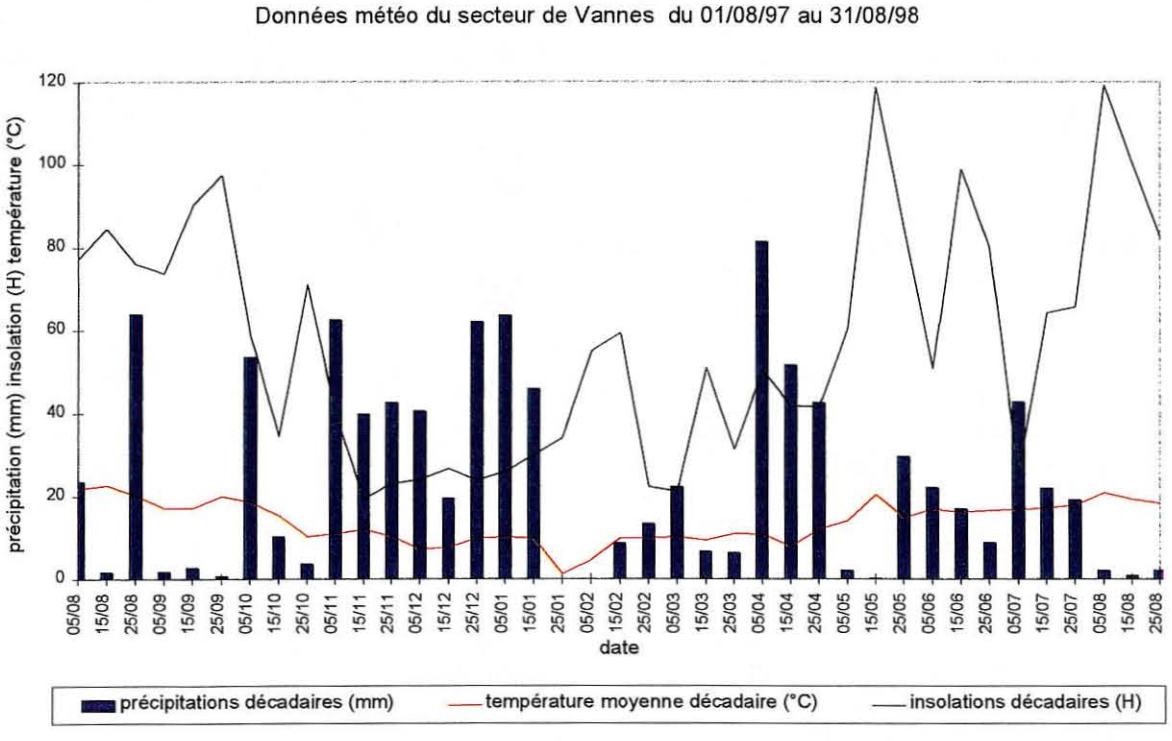


Figure 23: données météo du secteur de Vannes du 01/08/97 au 31/08/98

3.3.3. Influence des efflorescences de dinoflagellés toxiques

Le Gymnodinium cf. nagasakiense

Le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* est également connu sous le nom de *Gyrodinium cf. aureolum* et *Gymnodinium cf. mikimotoi*. Pour l'espèce présente en France le nom de *Gymnodinium cf. nagasakiense* est le plus couramment employé. C'est une espèce phytoplanctonique appartenant à la classe des dinoflagellés (=Dinophycées), à l'ordre des gymnodiniales et au genre gymnodinium.

L'aire de répartition géographique de ce dinoflagellé couvre les mers d'Europe du nord (Grande Bretagne, Danemark, Scandinavie...). Le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* a été observé pour la première fois sur les côtes françaises en août 1976 entre Roscoff et Plymouth (Grall, 1976), puis en septembre 1978 dans la Baie de Douarnenez (Lassus, 1983). Depuis, ce petit flagellé de 16 à 35 µm se manifeste de plus en plus fréquemment sur les côtes bretonnes. Le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* supporte des températures de 9 à 20°C et peut persister quasiment toute l'année.

Ce dinoflagellé est associé à des mortalités massives d'organismes marins vertébrés ou invertébrés (Sournia et al., 1991). Les poissons d'élevage sont particulièrement exposés et les répercutions économiques pour les piscicultures marines sont souvent catastrophiques (Tangen, 1977). Les invertébrés ne sont pas épargnés et notamment les vers polychètes, les oursins, les ascidies, les bryozoaires et surtout les mollusques bivalves. Des mortalités et des arrêts de croissance ont été observés sur des pectinidés en Rade de Brest à la suite d'une floraison massive de *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* en 1983 (Buestel et al., 1984). Des études ont mis en évidence une baisse du taux de filtration des moules (*Mytilus edulis*) et des juvéniles de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) en présence de *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* à une concentration de 600 000 à 500 000/l (Widdows et al., 1979). Le faible recrutement de coquilles Saint-Jacques et d'huîtres plates en 1983 dans la rade de Brest semble avoir été causé par le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* qui aurait inhibé la maturation sexuelle et entraîné des mortalités larvaires.

Des réactions comportementales sont susceptibles d'accompagner les troubles physiologiques provoqués par le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense*. Des travaux de laboratoire (Shumway et Cucci, 1987) ont mis en évidence des réactions valvaires chez des mollusques bivalves (*Mytilus edulis, Ostrea edulis, Crassostrea virginica*) en présence de certaines espèces de dinoflagellés (*Alexandrium tamarensis, Prorocentrum sp.*). Ces réactions pourraient-elles être utilisées comme un signal précoce permettant de détecter la présence du *Gymnodinium* cf. *nagasakiense*?

Le *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* fait l'objet d'une surveillance par IFREMER dans le cadre du réseau national REPHY. La concentration de *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* dans l'eau de mer est régulièrement contrôlée par comptage des cellules sous microscope. Ce dinofagellé produit une substance hémolytique toxique (Gentien et Arzul, 1990). Le laboratoire DEL/EP (Département Environnement du Littoral service Ecologie Profonde) a mis récemment au point un test de détection qui consiste à évaluer l'activité cytolitique de l'exotoxine, en présence de globules rouges, par rapport à un équivalent standard.

La surveillance du phytoplancton dans le Finistère est réalisée par le laboratoire IFREMER de Concarneau à partir d'échantillons prélevés au moment de la pleine mer.

Des observations de *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* dans la Rade de Brest ont été faites le 2 juin 1995 à Camaret : 98 000 cellules par litre. Le 12 juin 1995 le test de détection de substances hémolytiques confirme la présence de toxine dans l'eau de mer à Camaret, une teneur de 1 600 e^2qu. UH/l. (UH=Unité Hémolytique) est mesurée. Entre le 19 juin et le 2 juillet 1995 des mortalités anormales sont signalées sur différents points de la rade (Belin, 1995, comm. pers.) : sur des larves de turbot (*Scolphtamus maximus*) et des rotifères (*Brachionus*) au centre IFREMER, sur des larves de coquille Saint jacques à l'écloserie du Tinduff. Des eaux colorées (eaux brunes) sont également observées à plusieurs reprises au point d'expérimentation. Ce phénomène devient en général visible pour une concentration algale d'environ 10^6cellules par litre. Les concentrations en *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* ont été maximum entre le 20 juin et le 10 juillet 1995 (Tableau 6). Ce bloom de dinoflagellés s'est prolongé pendant 3 semaines grâce à des conditions favorables : températures élevées et faibles coefficients de marée.

Tableau 6 : Concentration de *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* au moment de la pleine mer au Relecq Kerhuon (Le Passage) du 06-06 au 24-07-1995

Date	6 juin	12 juin	20 juin	26 juin	3 juillet	10 juillet	17 juillet	24 juillet
Concentration (Nb. cell./l)	0	4 500	606 000	251 000	1 360 000	304 400	36 200	0

L'influence de ces concentrations élevées en *Gymnodinium* cf. *nagasakiense* sur l'activité valvaire des deux principales espèces de mollusques d'élevage, la moule (*Mytilus edulis*) et l'huître creuse (*Crassostrea gigas*), a été expérimentée in-situ durant ce bloom (Bouget et Mazurié 1997).

La simultanéité des fermetures valvaires est exceptionnelle le **28 juin vers 5 heures** (Figure24) où 6 huîtres se sont fermées pendant environ 1 heure entre deux exondations de marée basse. Ce phénomène a été observé en fin de marée montante à un coefficient de marée de 78. Presque au même moment des hyperactivités sont observées sur les moules durant plus d'une heure (Figure 25). Quatre moules présentent ce symptôme d'hyperactivité quasiment en même temps. Cette coïncidence n'a jamais été observée durant les 15 semaines d'enregistrement réalisées dans la Rade de Brest.

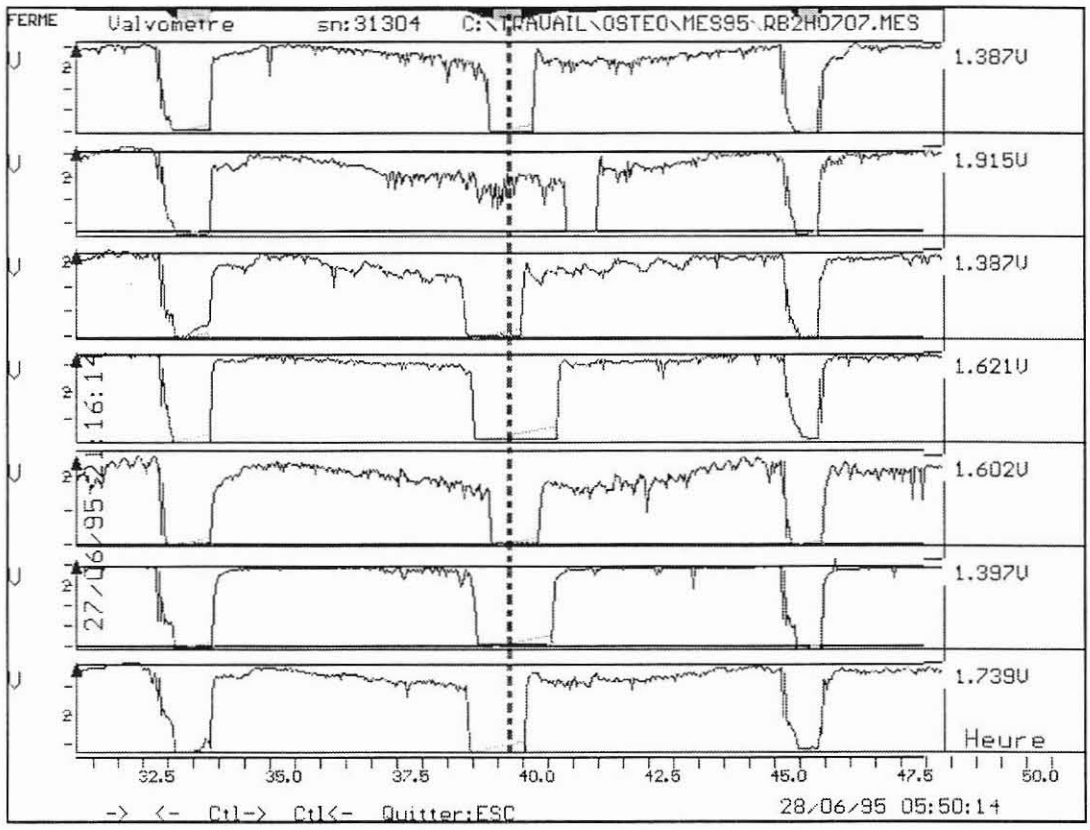


Figure 24: Détails des fermetures valvaires anormales des huîtres creuses survenues pendant le **bloom de *Gymnodinium cf. nagasakiense*** entre 27/06 à 21h16 et le 28/06 à 14h28

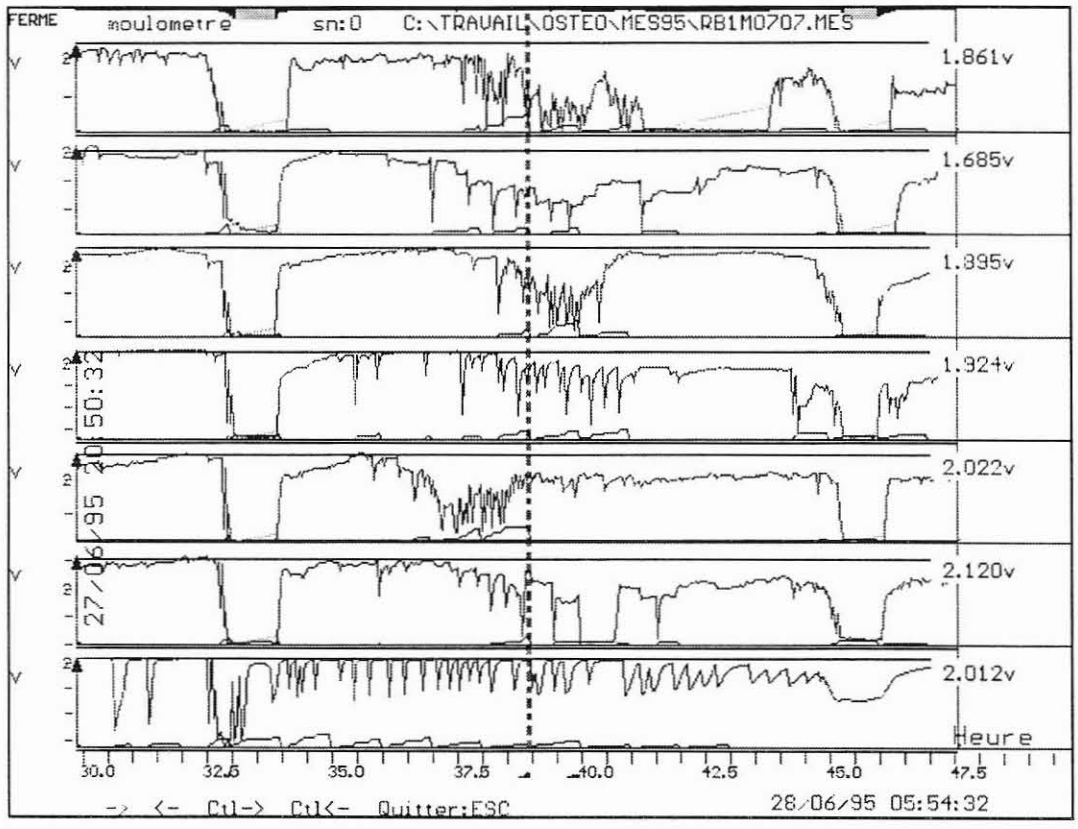


Figure 25: Détails des hyperactivités valvaires des moules survenues pendant le **bloom de *Gymnodinium cf. nagasakiense*** entre 27/06 à 20h50 et le 28/06 à 14h32.

Ce type d'essai in-situ ne permet d'établir qu'une présomption de relation de cause à effet entre l'efflorescence à *Gymnodinium* et les comportements valvaires : il faudrait disposer des concentrations phytoplanctoniques précises au niveau du valvomètre, durant cette période et en outre vérifier les effets par une expérience contrôlée dose-effet au laboratoire. En outre, les réactions valvaires pourraient représenter une réponse à une forte densité algale (satiété, émissions de pseudofécès...) non spécifiques au *Gymnodinium*. Cette étude ne permet pas une discrimination entre les facteurs naturels de variation et les effets réellement dûs à la toxicité de l'eau. Enfin, les comportements les plus caractéristiques ont été observés assez tardivement et ne pourraient donc servir d'alarme précoce dans le cas d'un dispositif de surveillance biologique de la qualité phytoplanctonique de l'eau.

L'Alexandrium minutum

Un ensemble d'espèces phytoplanctoniques toxiques naguère attribuées au genre *Gonyaulax* a été reconnu récemment lors d'un congrès international sur le phytoplancton toxique sous le taxon *Alexandrium* (Moestrup et Larsen, 1990). Ce genre est redouté pour sa toxine qui est responsable d'intoxication paralysante chez l'homme ou syndrome P.S.P. (en anglais, Paralytic Shellfish Poisoning). Le danger que représente ce dinoflagellé suscite de nombreuses études.

Le coquillage ne semble pas affecté par la présence de l'algue toxique ; pourtant quelques travaux montrent qu'il n'y est pas indifférent. Ray et Aldrich (1967) observent des fermetures valvaires chez *Crassostrea virginica* exposée au *Gonyaulax monilata*. Dupuy et Sparkes (1968) signalent des mouvements d'adduction des valves chez *Crassostrea gigas* provoqués par le *Gonyaulax washingtonensis*. Shumway et Cucci (1987) indiquent des réactions valvaires après addition de PSP (GT429) chez différentes espèces de mollusques (*Mytilus edulis, Ostrea edulis, Crassostrea virginica*) provenant de sites où *l'Alexandrium tamarense* est présent. Louis et al., (1988) confirment l'influence de l'*Alexandrium tamarense* sur le comportement et la physiologie des bivalves en fonction de l'espèce et de l'origine géographique des mollusques.

Alexandrium minutum a été observé pour la première fois dans les Abers Bretons (Aber Wrac'h et Aber Benoît) en 1988 lors d'une eau colorée (Sournia et al. 1991). Depuis, ce petit flagellé de 17 à 29 µm se manifeste de plus en plus fréquemment sur les côtes bretonnes (Baie de Morlaix, Baie de Saint Brieuc, estuaire de La Vilaine). *Alexandrium minutum* peut demeurer présent dans le sédiment sous forme de kystes de résistance; il est ainsi devenu endémique sur certains sites du littoral. Des dosages de toxine réalisés sur des moules contaminées dans l'Aber Wrac'h ont révélé des teneurs élevées : 1003 µg d'équivalent saxitoxine pour 100 g de chair (saxitoxine ou STX étant l'équivalent standard des toxines paralysantes).

Le 26/07/1995 des concentrations en *Alexandrium minutum* élevées de 5 756 000 cellules/l soit 90 % de la flore totale au moment de la pleine mer sont mises en évidence à l'Aber Wrach. Les températures estivales conjuguées avec les faibles coefficients de marée à la fin du mois de juillet ont contribué à l'apparition de ce phénomène qui a été observé jusqu'au 10 août (Tableau 7). Les tests souris ont confirmé la présence de toxines paralysantes dès l'apparition du bloom. Les analyses effectuées sur les coquillages ont révélé des teneurs toxiniques supérieures aux limites sanitaires, qui sont de 80 µg équivalent STX/100g de chair.

La période pendant laquelle les bivalves ont été toxiques s'est prolongée après la disparition du dinoflagellé .

Le ramassage des coquillages a donc été interdit aux pêcheurs à pieds et aux conchyliculteurs du 27 juillet au 18 août 1995.

Tableau 7 : Concentration d'*Alexandrium minutum* au moment de la pleine mer à l'Aber Wrac'h (Paluden) du 04-07 au 21-08-1995.

Date	4 juillet	10 juillet	17 juillet	25 juillet	26 juillet	28 juillet	31 juillet	3 août	7 août	10 août	16 août	21 août
Concentration (Nb. cell./l)	0	700	1700	417 600	5 756 000	404 000	950 000		1 270 000	70 000	700	
Teneurs toxiniques des huîtres (µg/100g)				549				507	352	638	45	<37.5
Teneurs toxiniques des moules (µg/100g)							382	823	845	781		
Valvomètre					*	*	*	*	*	*	*	*

L'influence de ces concentrations élevées en *Alexandrium minutum* sur l'activité valvaire des deux principales espèces de mollusques d'élevage, la moule (*Mytilus edulis*) et l'huître creuse (*Crassostrea gigas*), a été expérimentée in-situ durant ce bloom (Bouget et Mazurié 1997).

Les huîtres et les moules exposées brutalement à l'*Alexandrium minutum,* en site naturel, n'ont pas manifesté de réaction valvaire très caractéristique.

Shumway et Cucci (1987) ont bien observé au laboratoire des réactions valvaires chez les mollusques bivalves en présence *d'Alexandrium tamarense.* Les mollusques pourraient développer une sensibilité spécifique avec certaines espèces phytoplanctoniques toxiques. Par ailleurs les conditions expérimentales de contamination monospécifique en laboratoire sont très différentes des conditions réelles. Des effets synergiques ou antagonistes peuvent se manifester in-situ et modifier la toxicité de l'*Alexandrium* ou la sensibilité des mollusques.

La perspective de détection à distance, par biocapteur, de phytoplancton toxique, reste donc largement à évaluer.

3.3.4. Influence des micropolluants

Les micropolluants désignent un grand nombre de substances chimiques présentes dans l'eau en très faible quantité mais dont la toxicité peut s'avérer importante. Depuis 1979, le RNO effectue un suivi d'une liste de ces contaminants dans des compartiments tels que les sédiments ou les coquillages.

Les métaux lourds

Les métaux "lourds" sont ceux dont la densité est supérieure à 5. Ce terme regroupe une cinquantaine de métaux présents naturellement dans les eaux à l'état de trace et participant à l'équilibre des écosystèmes. On dit qu'il y a contamination lorsque ces concentrations sont

dépassées et qu'elles deviennent toxiques pour la faune et la flore du milieu. Les activités industrielles et agricoles sont majoritairement responsables de ces apports. Plomb, cuivre, mercure, zinc, cadmium, et beaucoup d'autres encore, ont une réelle toxicité dans l'eau.

Ils ne sont dosés, en routine, que dans les coquillages qui les accumulent dans leurs tissus. La teneur en polluants dans la matière vivante est plus stable que dans l'eau, soumise aux variations de courants.

Les molécules organiques

Les xénobiotiques organiques, composés organiques constitués de molécules artificielles, constituent un apport considérable dans le milieu naturel. Contrairement aux métaux lourds, leurs effets sont mieux connus sur le développement et la croissance de certaines espèces aquatiques. C'est leur "rémanence" ou forte persistance d'action qui les rend si dangereux. Ces composés peuvent en effet rester actifs des dizaines d'années et continuer d'agir sur leur environnement.

Leur omniprésence dans les activités industrielles (PCB), maritimes (hydrocarbures, TBT), agricole (pesticides, DDT) en font des contaminants très surveillés, même si leur analyse pose encore des problèmes.

On estime de 4 à 5 millions le nombre de composés chimiques extraits ou synthétisés, dont 1000 composées nouveaux par an, dans le monde (Scribe, 1994).

Les détergents

Du latin "detergere" : nettoyer, les détergents regroupent les tensioactifs, surfactifs et tensides. Ce sont des composés chimiques qui, dissous ou mis en suspension dans un liquide, sont préférentiellement adsorbés à une interface. Mais l'usage domestique et industriel contribue à les disperser dans l'environnement où ils auraient des répercutions néfastes. Ils ne font l'objet d'aucune recherche en routine, et leurs effets sont encore mal connus.

Une étude écotoxicologique a permis d'étudier l'influence des principaux micropolluants sur l'activité valvaire des huîtres et des moules (figure 25, 26, 27) et de déterminer les seuils de détection du valvomètre.

SEUIL DE DETECTION DU CADMIUM (CdCl2),DES HUITRES CREUSES DE 3 ANS

Introduction du chlorure de cadmium

Huîtres:

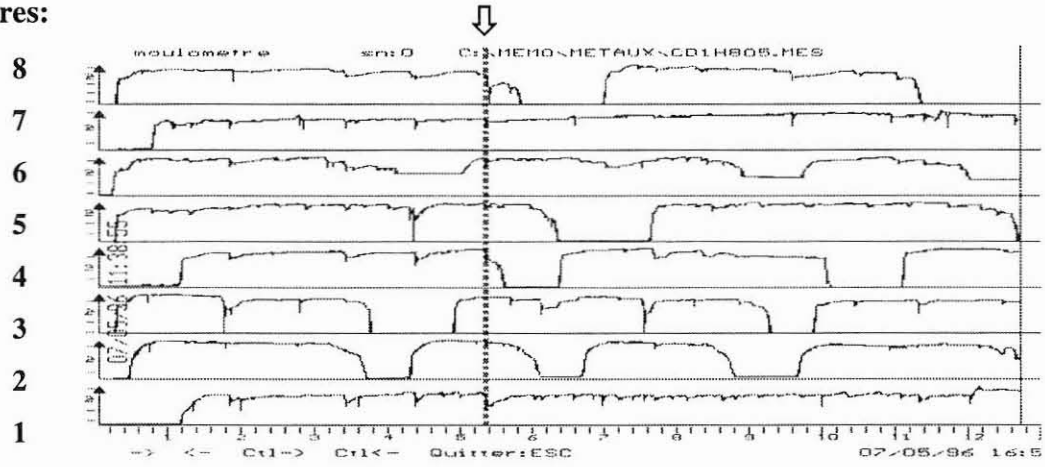


Fig 25: Réponses valvaires d'huîtres creuses de 3 ans, à la présence de **25µg/l** de cadmium, enregistrées le 07/05 de 11h40 à 24h.

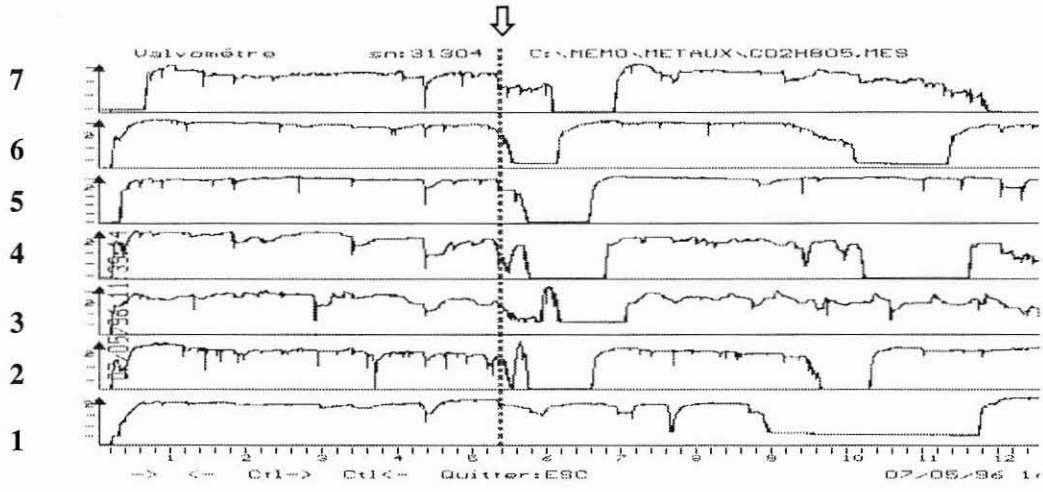


Fig 26: Réponses valvaires d'huîtres creuses de 3 ans, à la présence de **50µg/l** de cadmium, enregistrées le 07/05 de 11h40 à 24h.

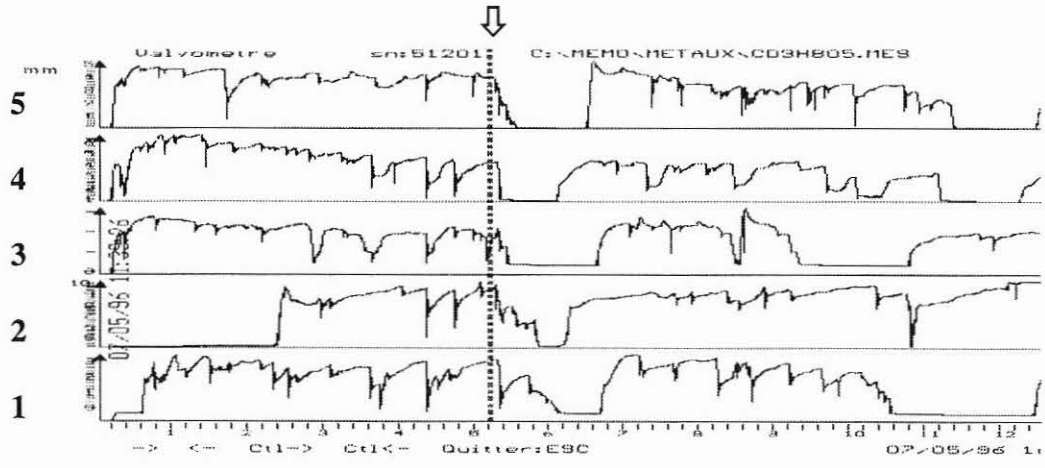


Fig 27: Réponses valvaires d'huîtres creuses (3 ans), à la présence de **75µg/l** de cadmium, enregistrées le 07/05 de 11h40 à 24h.

Synthèse des résultats toxicologiques

Tableau 8: Synthèse des seuils de détection de différents contaminants

Seuil de détection (mg/l)						Sensibilité estimée (mg/l)	
Composés toxiques	*C.gigas*		*M. edulis*		Concentration dans l'eau de mer (mg/l)	*M.edulis*	Références bibliographiques
	3 ans	2 ans	2 ans	1 an			
Cuivre (CuCl2)	**0,06**	**0,04**	**0,025**			< 0.01	
Cuivre (CuSO4)	**0,04**					0.01- 0.02	Windows, 1992
Cadmium	**0,05**	**0,05**	**0,5**		10^{-5} à 3.10^{-5}	0,1	Sloff, 1983
Zinc	**0,5**		**0,4**			0,5	Kramer, 1989
Atrazine	**0,8**			**0,7**	< à 10^{-4}	0,5	Gendre, 1994
Carbofuran	**0.1- 0.2**		**0,8**		< à 10^{-4}		
TBT				**0,02**	5.10^{-6} à 5.10^{-4}	0,01	Kramer, 1989

Nous avons étudié l'influence de quelques micropolluants sur l'activité valvaire des bivalves.

Travailler sur deux groupes de mollusques a permis de mettre en évidence d'une part un profil de réponse propre à chaque espèce et d'autre part d'importantes différences de sensibilité (tableau 8). L'huître creuse est dix fois plus vulnérable au cadmium et au carbofuran que la moule. Mais on utilisera préférentiellement *Mytilus edulis* pour détecter du cuivre ou de l'atrazine.

Les écarts de sensibilité observés entre nos résultats et d'autres études peuvent dépendre des conditions expérimentales ou de la sensibilité des bivalves utilisés.

Comparaisons des seuils de détections avec d'autres biocapteurs

Pour que le valvomètre Ifremer/micrel trouve sa place sur le marché des biocapteurs, il doit se montrer aussi sensible aux polluants que les systèmes actuellement utilisés. Le tableau suivant a été élaboré d'après les fiches techniques de C. Corre, 1994:

Tableau 9: Seuils de sensibilité de différents biocapteurs

	Seuils de sensibilité de différents biocapteurs (µg/l)			
Polluants	**Valvomètre**	**Truitomètre**	**respiration alguale**	**Daphnées**
Cuivre (CuCl2)	**25**	**50 à 300**		
Cuivre (CuSO4)	**40**		**100**	
Cadmium	**50**	**10**		**180**
Zinc	**400**			
Atrazine	**700**		**100**	
Carbofuran	**200**			
TBT	**20**			

Les seuils de détection du valvomètre Ifremer/Micrel se placent en bonne position (tableau 9). La sensibilité des bivalves au cuivre et au cadmium devance largement celle des truites, des algues et des Daphnées. L'atrazine, par contre, un herbicide, est logiquement mieux détecté par les algues que par les animaux.

3.4. Mesures de la Consommation d'Oxygène (CO) en rivière d'Auray

3.4.1. Echanges air-eau

Le contrôle des échanges air-eau a été réalisé dans les 2 bacs d'élevage après les avoir nettoyés. La figure n° 28 présente l'évolution de la concentration en oxygène d'une eau stagnante désaturée puis proche de la saturation en oxygène dans les conditions de mesure de CO. Les différentes étapes du contrôle sont suivies par le signal 0-2 volts de l'électrovanne.

Dans les conditions de mesures comprises entre 65 % et 90 % de saturation en O2 dissous, à 19°C et à salinité de 34 $^0/_{00}$ les échanges air-eau sont négligeables. Dans une eau désaturée à 65 % il y a une prise d'oxygène de 0,1mg./l en 30mn. Une désaturation à 65 % constitue un maximum pour des mesures de CO. Ces erreurs sont faibles mais vont se rajouter aux autres erreurs de mesure.

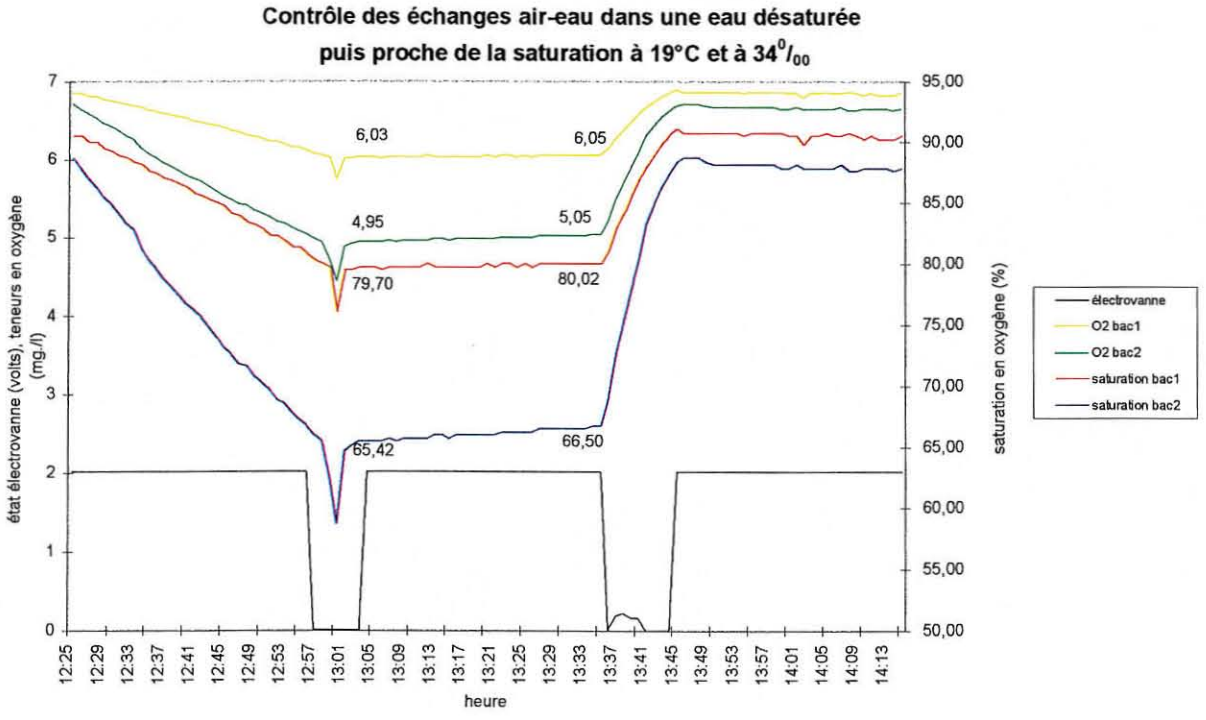


Figure 28: contrôle des échanges air-eau

3.4.2. Précision de la mesure d'oxygène

La figure 29 présente les variations de la mesure d'oxygène dans une eau à concentration constante en oxygène, à 7°C et à 28 ‰ de salinité. On observe un coefficient de variation des mesures de 0,37 % pour la sondes n°1 et 0,52% pour la sonde n°2. Les caractéristiques statistiques des mesures d'oxygène sont indiquées dans le tableau 10. L'instabilité de la mesure est indépendante de la précision de l'électrode d'oxygène qui est de 1 %, mais semble due à des parasites ou à des bruits de fond. Pour un suivi physico-chimique du milieu cette précision est satisfaisante d'autant que les mesures peuvent facilement être moyennées.

Tableau 10: caractéristiques statistiques des mesures d'oxygène par les sondes orbisphères

	Sonde n°1	Sonde n°2
moyenne mesurée (mg/l)	9.56	9.73
nombre de mesures	14	14
écart-type	0.04	0.05
intervalle de confiance	0.02	0.03
coefficient de variation	0.37	0.52

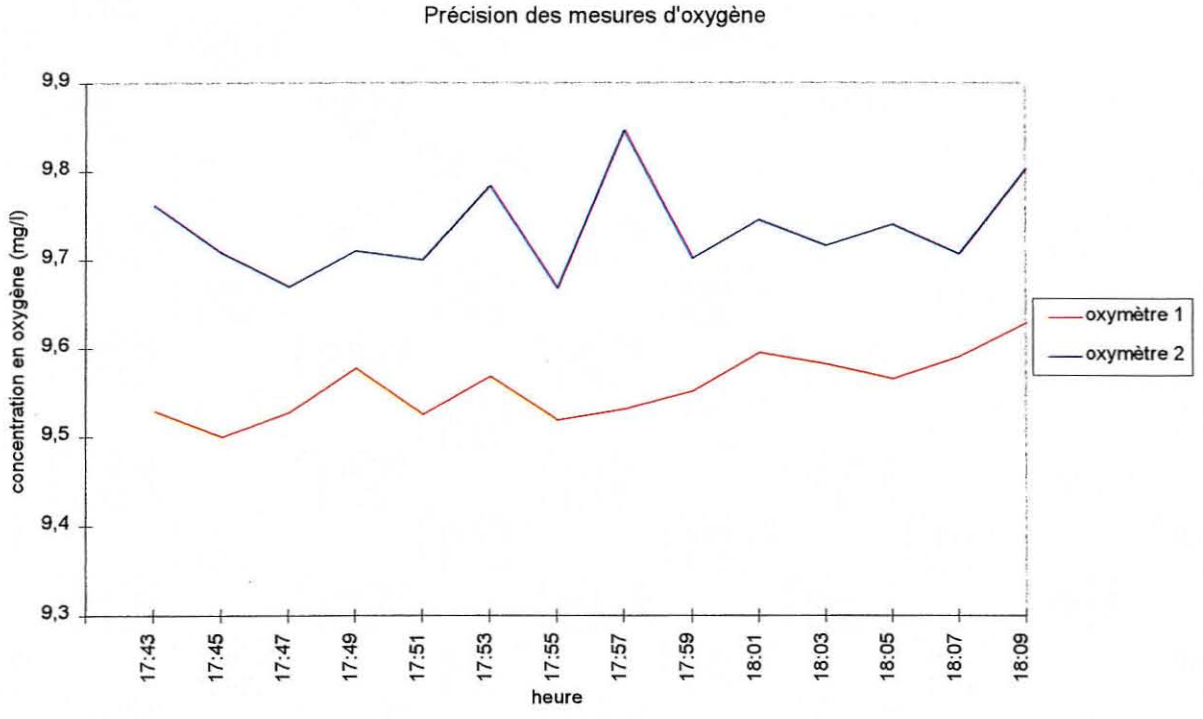


Figure 29: Mesure de l'oxygène dans une eau stagnante dans les bacs expérimentaux.

Pour des mesures plus fines de CO ce bruit de fond devient trop important. Le calcul de la différence de la concentration en oxygène aditionne les erreurs de mesure. Le système d'acquisition utilisé ne permet pas de moyenner les mesures d'oxygène et donc entraîne des erreurs de mesure de CO importantes. Afin de limiter ces erreurs de mesure de CO il est important de développer un outil d'acquisition plus performant.

Tableau 11: Consommation moyenne d'Oxygène en eau stagnante dans les 2 bacs expérimentaux

	Bac n°1	Bac n°2
moyenne de CO (mg.O2/H)	0.67	-1.01
nombre de mesures	36	36
écart-type	6.40	9.26
intervalle de confiance	2.09	3.02
valeur minimum	-12	-20
valeur maximum	13	18

3.4.3. Linéarité de la Consommation d'Oxygène

Le calcul de la CO des animaux en expérimentation est d'autant plus interprétable que la diminution est linéaire dans la gamme de mesure. Il est donc important de vérifier que la CO soit bien proportionnelle à la durée de la mesure (30 minutes). La figure 30 présente un échantillon des mesures de CO. On observe que les chutes d'oxygène pendant les mesures sont souvent linéaires. Les mesures de CO sont d'autant plus précises que la CO est importante.

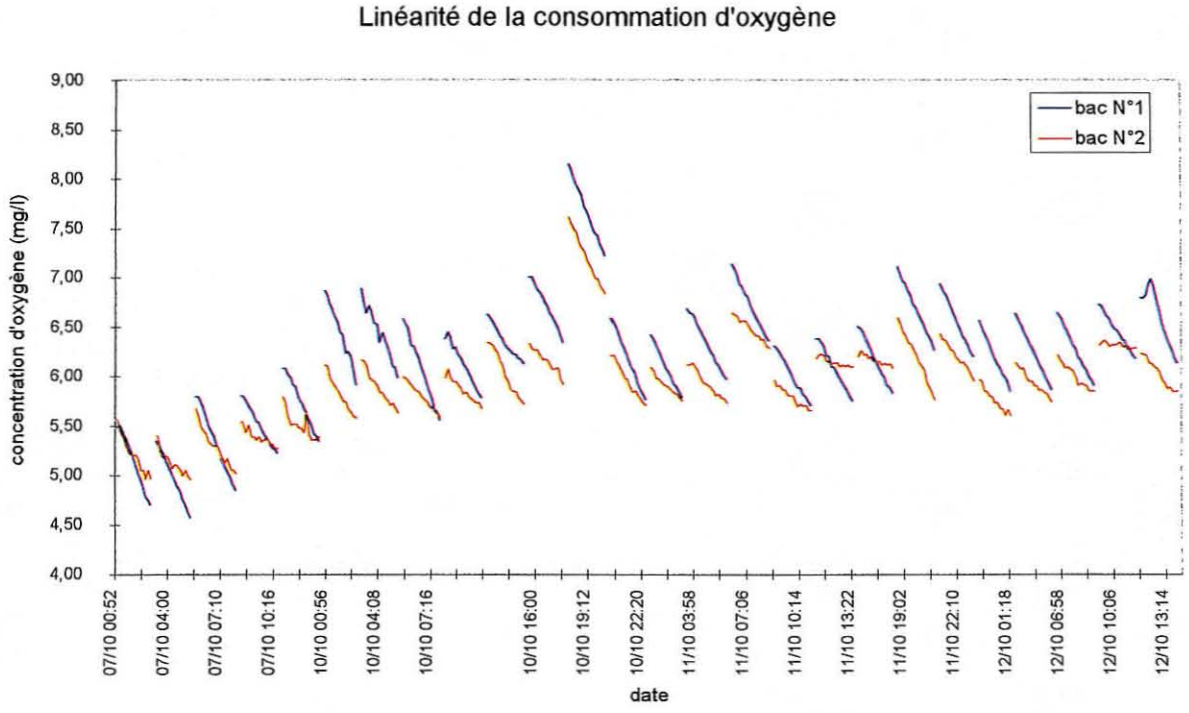


Figure 30: détail des mesures de Consommation d'Oxygène au mois d'octobre 1997

3.4.4. Bilan des mesures de Consommation d'Oxygène par les huîtres et les moules:

Les figures 31 à 34 présentent l'évolution de la consommation d'oxygène pour différentes classes d'âge d'huîtres et de moules adultes par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995):

$$VO2= (-0.432+(0.613*1.042^{T}))*pds.sec^{0.800}$$

T=température(°C)

Les problèmes de mesure ne permettent pas d'interpréter les petites variations de CO qui correspondent aux bruit de fond de la mesure. Pour ce qui concerne les variations les plus significatives, une analyse fine de l'ensemble des paramètres du milieu (physico-chimiques et trophiques) serait nécessaire : cette analyse sort du cadre de ce travail méthodologique.

Les déficits trophiques importants se traduisent par des niveaux de CO inférieurs au modèle excepté pour le bac de naissain d'huîtres dont la charge d'élevage est restée faible.

La figure 32 présente la CO de 2 populations d'huîtres de 18 mois. Le deuxième lot est mature (indice de Lawrence et Scott de 99 et un indice AFNOR de 13.77). Il montre des variations importantes de CO qui peuvent traduire des changements physiologiques.

Le modèle de Bougrier a été défini pour des huîtres hors période de reproduction rendant ici la comparaison difficile.

L'augmentation de la CO des huîtres de 2 ans (figure 33) semble être consécutive de d'insuffisance d'alimentation en eau des bacs survenus à la fin du mois d'octobre. A la reprise du débit normal, les huîtres auraient augmentées leur métabolisme.

Les moules semblent présenter des variations de respiration plus marquées que les huîtres et seraient alors de meilleurs candidats pour cet indicateur.

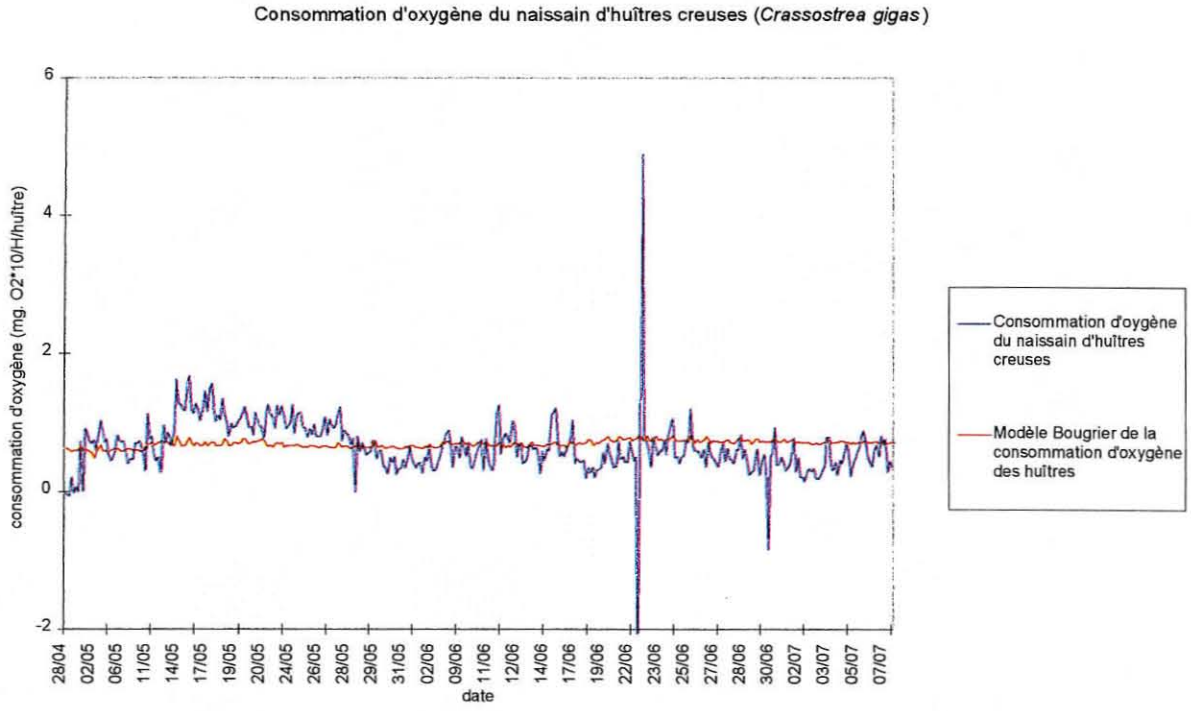


Figure 31: évolution de la consommation d'oxygène du naissain d'huître par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

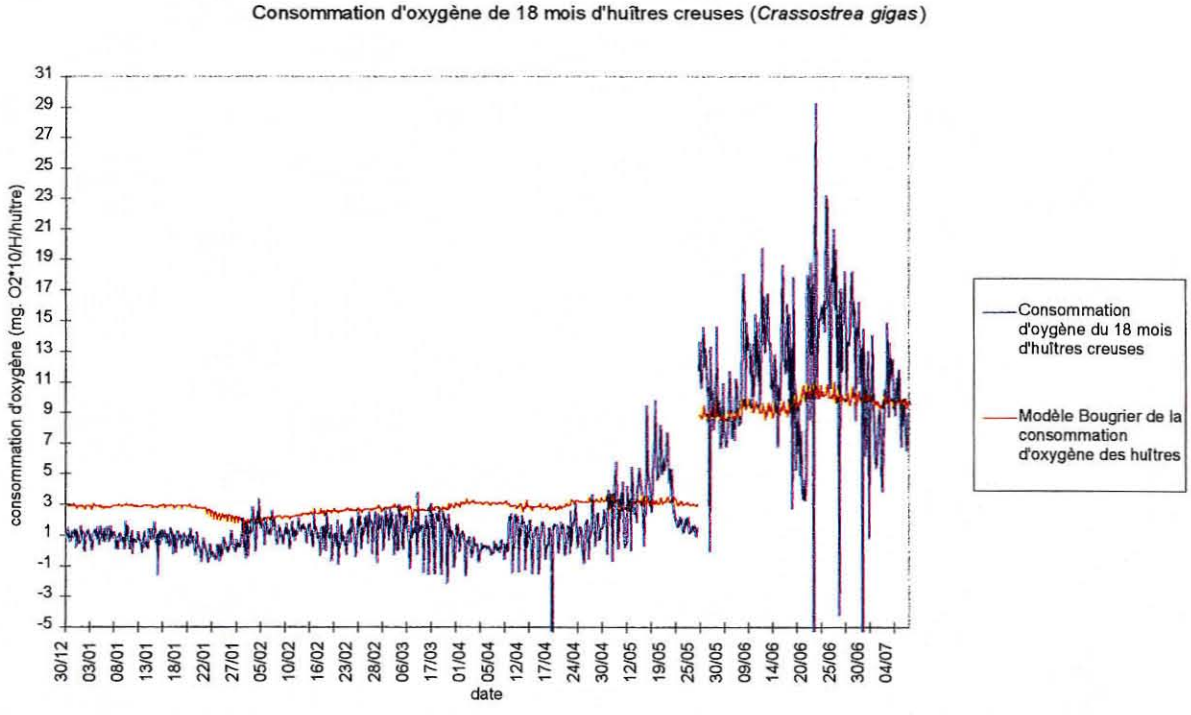


Figure 32 : évolution de la consommation d'oxygène des huîtres de 18 mois par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

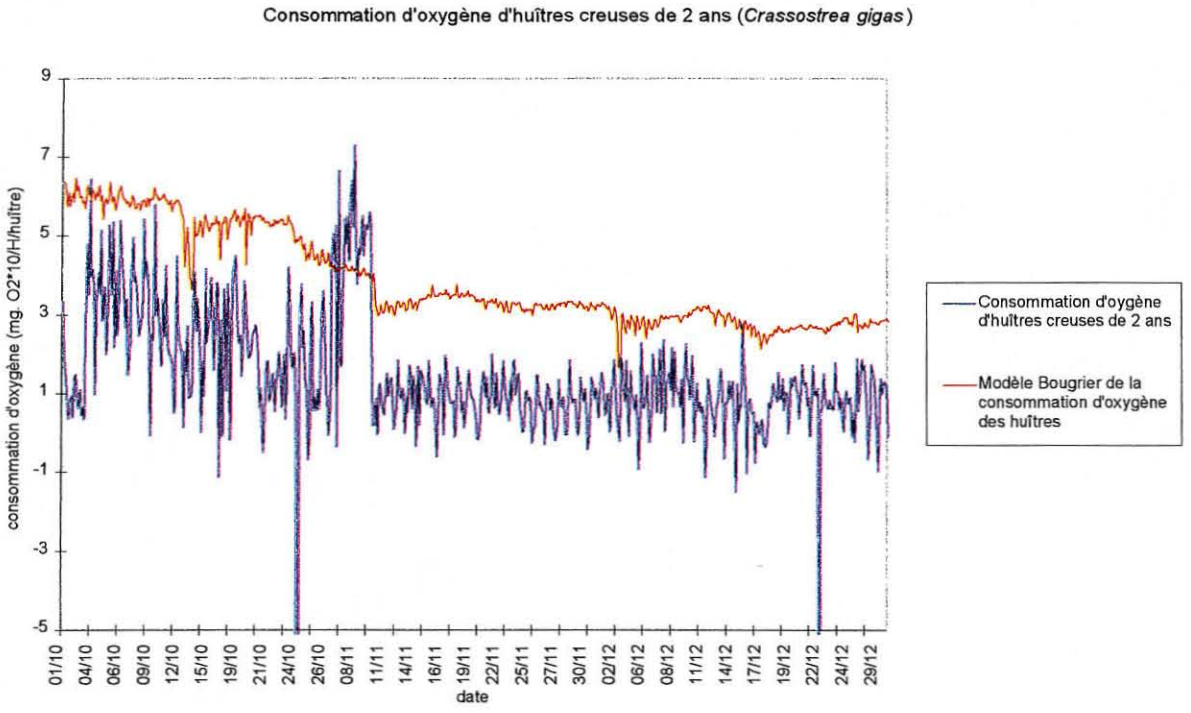


Figure 33 : évolution de la consommation d'oxygène des huîtres de 2 ans par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

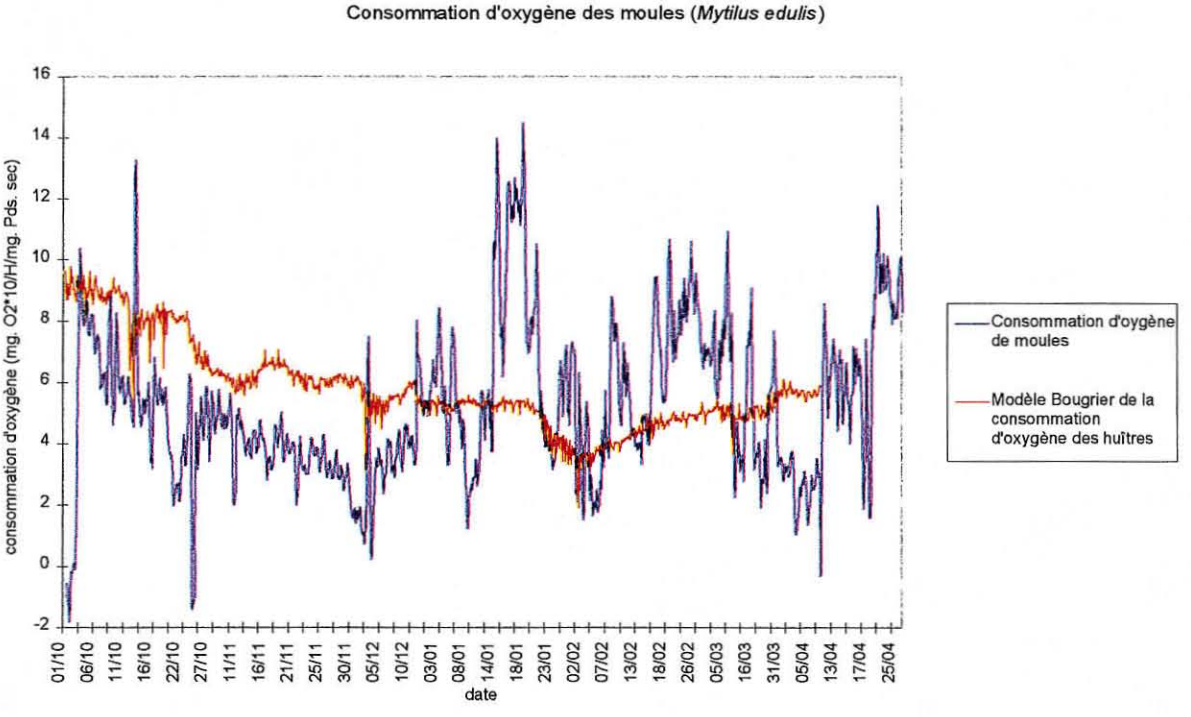


Figure 34: consommation d'oxygène par des moules par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

3.5. Filtration des huîtres et des moules

Les figures suivantes, 35 et 36, présentent l'évolution de la filtration des huîtres et des moules par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995) :

$$CR=(4.825-(0.013*(T-18.954)^2))*pds.sec^{0.439}$$

T=température(°C)

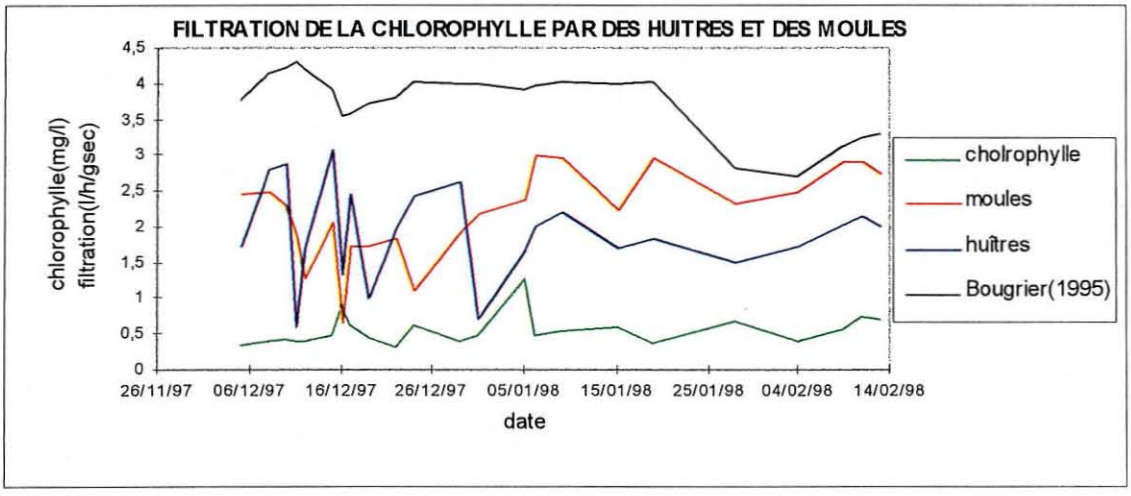


Figure 35: mesures de filtration de la chlorophylle par des huîtres et des moules par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

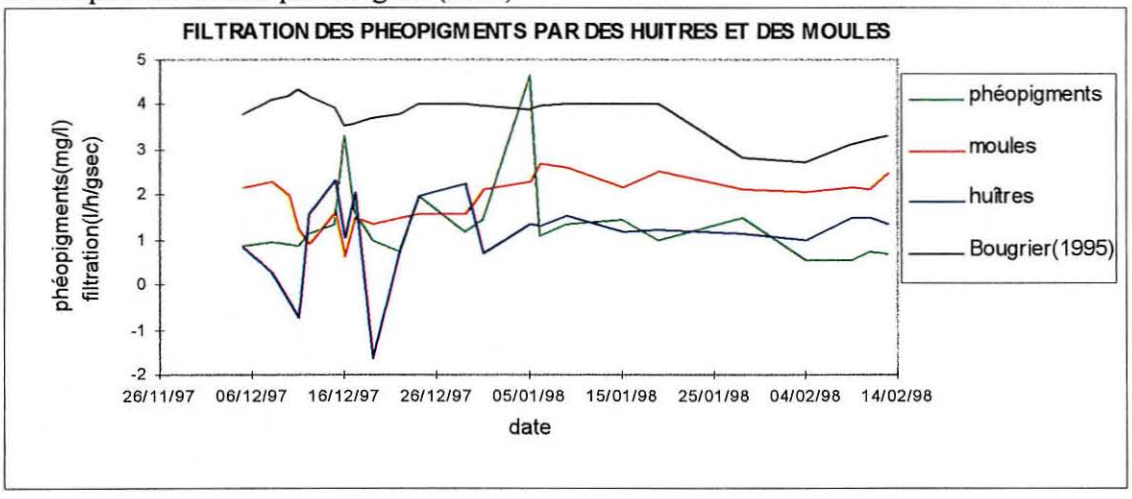


Figure 36: mesures de filtration des phéopigments par des huîtres et des moules par rapport au modèle définit pour les huîtres par Bougrier (1995)

Ce dispositif expérimental permet de réaliser des mesures de filtration en continu au moyen de sondes fluorimètres placées à l'entrée et à la sortie des bacs. La biomasse doit alors être ajustée en fonction du débit pour obtenir un abattement de chlorophylle suffisant d'environ 10 à 30 %.

4 - Conclusion

Au terme de ces 10 mois d'enregistrements, une bonne connaissance des variations des paramètres physico-chimiques, selon les cycles saisonniers, de marée et quotidiens, est acquise dans un site caractéristique des nombreuses "rivières" de Bretagne-sud.

L'acquisition en continu, sur une longue période (plusieurs mois), de réactions comportementales (mouvements valvaires) ou physiologiques (respiration) de mollusques bivalves, est originale. Elle révèle une densité d'informations considérable dans ces signaux, et des variations inattendues.

La difficulté principale est dans l'interprétation des variations et tendances observées. Cette difficulté est largement illustrée par les multiples fermetures simultanées d'huîtres, qui ne paraissent corrélées à aucune autre information disponible. Du fait de l'absence de mortalités au cours de l'été 1998, il n'a pas été possible d'étudier une inflexion éventuelle des signaux précédant ou accompagnant ces mortalités.

L'ensemble du dispositif expérimental doit être fiabilisé pour pouvoir mener dans de meilleures conditions les enregistrements et permettre une analyse plus précise des résultats. Le pompage en particulier gagnerait à être surélevé pour limiter les problèmes de colmatage et de variation de débit. Les rapports biomasse/volume sont à ajuster pour permettre une meilleure alimentation des lots expérimentaux. Enfin, le système d'acquisition mérite d'être perfectionné, pour faciliter le traitement des signaux.

Dans une future station de mesure, les paramètres météorologiques et la turbidité peuvent s'avérer des compléments utiles. Des capteurs de débit permettraient également un meilleur contrôle des mesures. Enfin, un système d'acquisition plus performant a été sélectionné et est en cours de mise au point. Il s'agit d'une carte d'acquisition Labwindows (AT MIO 16E10) qui fonctionne en multitâche avec le logiciel du valvomètre sous windows 95. Ce nouveau système permettrait une gestion plus rationnelle des mesures avec 3 modes de fonctionnement (Rouault 1998):

- 1 le mode surveillance qui gère les mesures physico-chimiques avec un pas de mesures prédéfini.
- 2 le mode respiration avec un pas de mesures resserré à 1 minute.
- 3 le mode filtration qui calcule en continu les mesures la filtration de chlorophylle par les bivalves.

BIBLIOGRAPHIE

BAYNE B. L. D.A. BROWN, K. BURNS, D. R. DIXON, A. IVANOVICI, D. R. LIVINGSTONE, D. M. LOWE, M. N. MOORE, D. M. MOORE, A. R. STEBBING et J. WIDDOWS, 1985: The effect of stress and pollution on marine animals. Preager scientific, New York, 384p.

BOUGET J. F., MAZURIE J., KERDREUX M., 1995: Les écartements valvaires de mollusques bivalves, indicateur en temps réel d'altérations de la qualité de l'eau : application en rade de Brest. 3e rencontres scientifiques internationales, Brest.

BOUGET J. F., MAZURIE J., 1999: Station expérimentale de surveillance biologique de la qualité de l'eau par des huîtres (*Crassostrea gigas*) et des moules (*Mytilus edulis*). DRV/RA-LCB/RST/99.06.

BOUGET J. F. ET MAZURIE J., 1997: Dispositif de surveillance biologique de la qualité d'eau d'un site conchylicole estuarien utilisant un biocapteur valvaire muni d'huîtres et de moules. AGHTM N°11, 71-80.

BOUGRIER S., GEAIRON P., DESLOUS-PAOLI J. M. et C. BACHER, 1995: Allomeric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas*. Aquaculture., 134, 143-154.

BUESTEL D., DAO J.C., ERARD-LE DENN E., GERARD A., GUENOLE A. RYCKAERT M., 1984: Anomalies observed during culture of the scallop *Pecten maximus* in the presence of a bloom of the dinoflagellate *Gyrodinium aureolum*. C.I.E.M. (Copenhagen) C.M.

CORRE C., 1994: Caractéristiques et applications des prinsipaux capteurs biologiques d'alternation du milieu aquatique, utilisables en routine. Rapport de stage, IFREMER.

DU PUY J.L., SPARKS A.K., 1968: *Gonyaulax Washingtonensis*, its relationship to M*ytilus californianus* and *Crassostrea gigas* as a source of paralytic shellfish toxin in Sequin Bay, Washington. Proceedings of the National Shellfisheries Association 58:2.

FLOCH A., 1994: Un capteur biologique original enregistrant les mouvements valvaires des mollusques bivalves. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes, 165p.

FUJII T., 1977: Measurement of periodic open and shut shell movement of bivalves by the strain-gauge method. Bull. of the Japanese Society of Scientifc Fisheries, 43 (7) 901.

GALTSOFF P. S., 1964: The american oyster *Crassostrea virginica*. Fishery bull. vol. 64 WASHINGTON., 169-175.

GENDRE L., 1994: Tests de sensibilité de *Mytilus edulis* et *Dreinera Polymorpha* a un pesticide : l'atrazine, utilisation du valvomètre. Rapport de stage IFREMER.

GENTIEN P., ARZUL G., 1990: Exotoxin production by *Gyrodinium cf. aureolum* (Dinophyceae). J. mar. biol. Ass. U.K. 70(3) : 571-581.

GRALL J.R., 1976: Sur une "eau colorée" à *Gyrodinium aureolum* Hulburt observée en Manche. Trav. Stat. Biol. Roscoff, 232 : 19-22.

HERAL M., DESLOU-PAOLI J. M., SOURNIN J. M., 1983: Transferts énergétiques entre l'huître *Crassostrea gigas* et la nourriture potentielle disponible dans un bassin ostréicole: premières approches. Océanis, vol.2, Fasc. 3, 169-194.

HIGGINS P.J., 1980: Effects of food availability on the valves movements and feeding behaviour of juvenile *Crassostrea virginica* (Gmelin). I. valves movements and periodic activity. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 45, 229-244

HIS E., 1970: Un dispositif simple permettant d'étudier le comportement des huîtres sous des conditions expérimentales ou des conditions naturelles de milieu. Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit., 196p.

JENNER H. A., NOPPERT F. et T. SIKKING, 1989: A new system for the detection of the valve-movement response of bivalves. Kema Scientific and Technical Reports, 7 (2), 91-98.

KRAMER K. J. M. , JENNER H. K. et D. ZWART, 1989: The valve movement response of mussels: a tool in biological monitoring. *Hyrobiologia 188/189*., 433-443.

LASSUS P., 1983: Bilan des eaux colorées observées sur le littoral français entre 1975 et 1982. ICES, CM 1983/L : 29. Biological Oceanography Committee.

LOUIS F., GAINEY J.R., SANDRA E., SHUMWAY, 1988: A Compendium of the responses of bivalve molluscs to toxic dinoflagellates. Journal of Shellfish Res. 7, 4, 623-628.

MARCEAU F., 1909: Recherche sur la morphologie, l'histologie et la physiologie comparée des muscles adducteurs des mollusques acéphales. Arch. Zool. Exp. Gén. (ser 5), 2, 295-469.

MOESTRUP LARSEN J., 1990: Some comments on the use of the generic names *Ptychodiscus* and *Alexandrium*. In E. Granéli et *al.* (Edit.), Toxic marine phytoplankton, 78-81.

RAY S.M. ALDRICH D.V., 1967: Ecological interactions of toxic dinoflagellates and molluscs in the Gulf of Mexico. In Russell, F. E. and R.P. Saunders (eds.) Animal toxin. Pergamon Press, N.Y., 75-83.

ROUAULT M., 1998: Mise en place d'une station physico-chimique et biologique du milieu littoral : application au moyen du logiciel LabWindows/CVI. Rapport de stage IFREMER.

SCRIBE P., 1994: Contamination et pollution du milieu marin par les substances xénobiotiques organiques. Océanis., vol. 14, Fasc. 3, 1-6.

SOURNIA A., BELIN C., BERLAND B., ERARD - LE DENN E., GENTIEN P., GRZEBYK D., MARCAILLOU-LE BAUT C., LASSUS P. PARTENSKY F., 1991: Le phytoplancton nuisible des côtes de France. De la biologie à la prévention. 131 p.

SLOOF W., ZWART D. et J. M. MARQUENIE, 1983: Detection limits of a biologixal monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. Bull. Environ. Toxicol., 30, 400-405.

SHUMWAY S.E. CUCCI T.L., 1987: The effects of the toxic dinoflagellate *protogonyaulax tamarensis* on feeding and behavior of bivalve molluscs. Aqua. Toxicology 10:9-27.

TANGEN K., 1977: Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in North European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia 63 (2) : 123-133.

TRENIT B., 1996: Influence de quelques micropolluants sur l'activité valvaire de deux bivalves : l'huître creuse *Crassostrea gigas* et la moule *Mytilus edulis*. Rapport. de stage IFREMER.

WIDDOWS J., MOORE M.N., LOWE D.M. SALKED P.N., 1979: Some effects of a dinoflagellate bloom (*Gyrodinium aureolum*) on the mussel, *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 59 (2) : 522-524.