

Détermination des impacts éventuels sur le gisement d'une modification de la taille minimale [de capture] de la palourde japonaise sur le bassin d'Arcachon

Mai 2020

Rapport préparé par N. Caill-Milly (Ifremer), F. Sanchez (Ifremer), N. Bru (UPPA), X. de Montaudouin (Université de Bordeaux)

Relecture par E. Antajan (Ifremer), I. Auby (Ifremer), G. Morandeau (Ifremer), A. Biseau (Ifremer)





Sommaire

1. RAPPEL DE LA DEMANDE	
2. REPONSE	4
2.1. CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES DE LA PALOURDE JAPONAISE	
2.1.2 CROISSANCE INDIVIDUELLE	
2.1.2.1. CROISSANCE LINEAIRE (LONGUEUR AN IERO-POSTERIEURE)	
2.1.3 MORTALITE NATURELLE	
2.1.4 Estimation de l'evolution de la production avec la taille	
2.2.1 ETAT DU STOCK	
2.2.2 EXPLOITATION	27
2.2.3 REGLEMENTATION	
2.2.4 INFORMATIONS ISSUES DU CONTROLE	
3. LIMITATION DES CAPTURES FAISANT APPEL A UN MOULE	
4. ELEMENTS CONCLUSIFS	
4.1. MATURITE SEXUELLE	
4.2. CROISSANCE/ETAT PHYSIOLOGIQUE	
4.3. Mortalite	
4.4. GAIN DE PRODUCTION EN FONCTION DE LA TAILLE	
4.5. EXPLOITATION	
5. REMERCIEMENTS	
6. REFERENCES	
7. ANNEXES	
Annexe 1	
ANNEXE 2	
ANNEXE 3.	
ANNEXE 4	50





1. Rappel de la demande

En date du 02/03/2020, la DPMA adresse à l'Ifremer la saisine n° 20- 15409 sur la « Détermination des impacts éventuels sur le gisement d'une modification de la taille minimale [de capture] de la palourde japonaise sur le bassin d'Arcachon ».

Dans un premier temps, la saisine rappelle le contexte de la demande :

« Le gisement de palourdes du bassin d'Arcachon est le plus important de France dans lequel exercent 42 entreprises de pêche à pied (contre 55 en 2014).

La taille minimale de [capture de] la palourde japonaise (Ruditapes philippinarum) est actuellement fixée au niveau communautaire par le règlement dit règlement "Mesures techniques", à 35 mm, comme elle l'était précédemment par le règlement (CE) n°850/98 du Conseil du 30 mars 1998 visant à la conservation des ressources de pêche par le biais de mesures techniques de protection des juvéniles d'organismes marins.

Le Comité national des pêches maritimes et des élevages marins (CNPMEM) estime que cette réglementation n'est pas adaptée aux spécificités locales de ce stock et se révèle inutilement contraignante pour les pêcheurs à pied du bassin d'Arcachon.

Le nouveau règlement "Mesures techniques" donne aux Etats membres concernés par un stock la possibilité de modifier les tailles minimales par le biais de la régionalisation (procédure par laquelle les Etats membres concernés par la zone se mettent d'accord au sein de groupes régionaux d'Etats membres).

Des travaux scientifiques (cf. avis Ifremer du 10 mars 2014) ont mis en évidence les spécificités du gisement du bassin d'Arcachon, en particulier le fait que la croissance de ce stock sédentaire et isolé diffère fortement des autres zones et soit très fortement ralentie à partir de 30 mm. A partir de cette taille-là, il semblerait que la croissance s'effectue en largeur plus qu'en longueur, leur donnant une forme dite "boudeuse". Ainsi, si la biomasse totale sur le gisement semble plus ou moins stable depuis 2003 (environ 8 000 tonnes), la fraction exploitable (supérieure à 35 mm) a très fortement diminué, passant de 2 700 à 480 tonnes. »

Dans ce contexte, la DPMA sollicite l'Institut pour « bénéficier de l'expertise de l'Ifremer pour évaluer les risques pour le gisement de remplacer la taille minimale [de capture] de 35 mm par les mesures de gestion suivante :

-Taille minimale de 32 mm ou -Détermination d'un moule (nombre de pièces au kilo). »





2. Réponse

La gestion des pêches vise à réunir les conditions pour une exploitation durable des ressources, à savoir assurer le renouvellement des stocks et optimiser (voire maximiser) leur exploitation. Pour ajuster la pression de pêche aux potentiels de croissance et de reproduction des ressources, deux grands types d'instruments de gestion existent : les mesures de régulation de l'accès à la ressource (type Permis de Mise en Exploitation - PME) et les mesures de conservation. Ces dernières peuvent être classées en trois types : celles visant à réduire l'effort de pêche, les mesures techniques et celles limitant les captures.

La taille minimale de capture (TMC) fait partie des mesures techniques. Elle doit être fixée en fonction des caractéristiques biologiques de l'espèce telles que la maturité sexuelle, la croissance individuelle et la mortalité naturelle. Pour les populations exploitées, elle ne peut être déterminée au regard de la seule structure démographique car cette dernière ne renseigne pas sur les effectifs des individus les plus gros que pourrait présenter la population en l'absence d'exploitation ou avec une exploitation modérée (Biseau *et al.*, 2008). Guillerault (2017) rappelle à ce titre que la mise en place d'une taille minimale de prélèvements a tendance à tronquer la structure en taille d'une population au détriment des sujets les plus gros et les plus vieux. Pour les poissons, la pêche sélective en matière de taille, d'état de maturité, de comportement ou de morphologie provoque des pressions évolutives supplémentaires. Les changements induits (variables selon les espèces) sont notamment une maturité atteinte à un âge inférieur et/ou à une taille plus faible, une diminution de la croissance annuelle, une augmentation de la fécondité, une perte de diversité génétique ... (Jørgensen *et al.*, 2007).

Pour la palourde japonaise, la TMC s'applique à la longueur antéropostérieure de la coquille. Cette taille, fixée au niveau européen, diffère selon les zones et a également varié dans le temps. Pour les zones 1 à 5, qui incluent les eaux de l'Atlantique Nord, de la Manche et de la mer du Nord, sauf Skagerrak / Kattergat, la taille était de 40 mm de 1998 à 2008 et a été réduite à 35 mm en 2008 (CE Règlement n° 40/2008 prévoyant une dérogation au règlement CE n° 850/1998). Il faut noter qu'une TMC à 40 mm a été ré-établie spécifiquement pour la Basse-Normandie (Arrêtés du 15/07/2010 JORF n°0171 et du 14/02/2013 JORF n°0038), et ce pour des raisons de marché. Pour les eaux méditerranéennes, la TMC est de 25 mm (Règlement CE n° 40/2008).

La question de l'adéquation d'une TMC unique appliquée à l'ensemble des gisements de palourde en Europe se pose depuis plusieurs années et la question d'une réduction de cette taille pour la population du bassin d'Arcachon est récurrente. Afin d'alimenter les réflexions à ce sujet, nous présentons dans les chapitres suivants une revue des connaissances sur les caractéristiques biologiques de l'espèce, avec un focus sur les observations concernant la population du bassin, ainsi qu'un point de situation de la pêcherie et de sa gestion.





2.1. Caractéristiques biologiques de la palourde japonaise

2.1.1 Maturité sexuelle

• Considérations générales

Espèce gonochorique (les sexes sont séparés), la palourde japonaise est considérée comme sexuellement mature à partir d'une longueur de coquille d'une vingtaine de millimètres (Holland & Chew, 1974). Une augmentation de la production des gonades avec l'âge est observée chez une espèce proche, la palourde européenne (Urrutia *et al.,* 1999), tout comme chez de nombreux bivalves.

Le déroulement (temporalité, nombre de pontes) du cycle reproducteur est variable, non seulement d'un site géographique à un autre, mais également à l'échelle interannuelle sur un même site (Ponurovsky & Yakovlev, 1992; Miyawaki & Sekiguchi, 1999; Dang, 2009). La gamétogénèse dure deux à cinq mois (Binias, 2013). Plusieurs pontes peuvent être observées au cours d'une même année, mais sont généralement au nombre d'une ou deux.

Quatre principaux facteurs environnementaux sont connus pour influer sur la gamétogénèse et la ponte : la température, la photopériode, la disponibilité en ressources trophiques et la salinité (Devauchelle, 1990 ; Le Pennec & Benninger, 2000 ; Park & Choi, 2004 ; Delgado & Pérez Camacho, 2007, Toba & Miyama, 1995). La métamorphose et le recrutement des jeunes individus se produisent après une période larvaire pélagique de deux à trois semaines (Le Treut, 1986). L'éclosion des œufs requiert des conditions spécifiques de température (Emmett *et al.*, 1991) ; de même la survie larvaire est influencée par ce paramètre (Robinson & Breese, 1984). D'autres facteurs sont susceptibles d'affecter le niveau de recrutement comme par exemple la prédation et le parasitisme (Williams, 1980 ; Ishii *et al.*, 2001).

Le tableau 1 regroupe, pour différentes zones géographiques, les longueurs des palourdes pour lesquelles on a observé une maturité sexuelle. Le stade de maturité des gonades est déterminé soit à partir d'observations macroscopiques des gonades, soit à partir d'observations microscopiques sur des préparations histologiques (Ee-Yung *et al.*, 2001 ; Wanwiwa, 2012). Il est identifié selon des échelles de nomenclature connues (qui varient de cinq à sept stades, selon les auteurs considérés). En fonction des travaux, la taille de première maturité sexuelle est estimée soit à partir d'histogrammes représentant le pourcentage d'individus matures en fonction de la taille, soit par l'utilisation d'une fonction logistique reliant les proportions des individus matures et la longueur. Dans ce dernier cas, on parle de L50 qui représente la taille à laquelle 50% des individus sont matures (Moura *et al.*, 2018 ; Fig. 1).



Figure 1 : Taille (longueur en mm) de première maturité sexuelle (L50) de la palourde japonaise dans l'estuaire du Tage au Portugal (Source : Moura *et al.*, 2018).





Tableau 1 : Taille (longueur en mm) de première maturité sexuelle de la palourde japonaise estimée sur différents gisements en Europe ou dans le monde.

Localisation	Pays	Taille à première maturité sexuelle (L50 quand disponible)	Sources	Observations & commentaires
Hood canal, Washington	USA	15-20 mm	Holland & Chew, 1974	Observation de la maturité à partir du stade de développement des gonades en 5 stades (« early active », « late active », « ripe », « partially spent », « spent »)
Vostok bay, mer du Japon	Russie	10-15 mm mâles 15-20 mm femelles	Ponurovsky & Yakovlev, 1992	Observation de la maturité à partir du stade de développement des gonades (5 stades). Plus petite taille observée pour la maturité : 7-8 mm
Côte ouest de la Corée	Corée	15-25 mm	Ee-Yung <i>et al.</i> , 2001	Préparation histologique sur 216 palourdes mesurant entre 8,4 mm et 54,6 mm ; observation du développement des gonades selon 5 stades (> 25 mm 100% matures)
Bird Pile, Southampton	Angleterre	> 20-25 mm	Wanwiwa, 2012	Observation de la maturité par des mesures histologiques, selon 7 stades (« inactive », « early active », « developing », « late active », « mature », « spawning, « spent ») ; échelle de maturité décrite selon Grisley (2003) and Xie and Burnell (1994). 25-30 mm : 87% sont matures > 30 mm : 100% sont matures
Ria de Aveiro, PortugalPortugalL50 = 20 mm		Maia & Gaspar, 2014		
Estuaire du Tage, Portugal	Portugal	L50 = 29 mm	Moura <i>et al</i> ., 2018	Prélèvements mensuels (20 palourdes d'une taille > 40 mm) pour l'analyse microscopique de la maturité des gonades, selon 6 stades (0 : Repos ; 1 : Développement précoce ; 2 : Développement tardif ; 3 : Maturité ; 4 : Ponte partielle ; 5 : ponte réalisée) Echantillonnage supplémentaire de 88 palourdes d'une taille comprise entre 23,9 et 38,6 mm et détermination de la taille L50 à partir du graphe du cumul des fréquences des individus en stade 3 et 4 en fonction de la taille





• Connaissances sur la population de palourde japonaise du bassin d'Arcachon

Les informations sur la reproduction de la palourde japonaise intra-bassin proviennent des travaux de Robert *et al.* (1993) et plus récemment de Dang *et al.* (2010). En l'état actuel, il n'y a pas d'élément publié sur la taille à première maturité sexuelle des palourdes intra-bassin. Les travaux menés renseignent sur la période de reproduction et se sont intéressés aux différences de maturation au sein du bassin en lien avec l'environnement essentiellement (voir annexe 1). L'échantillonnage réalisé lors des travaux de Dang *et al.* (2010) a porté sur des individus de longueur comprise entre 30 et 40 mm. Cette gamme de taille n'est pas suffisante pour estimer la taille à première maturité sexuelle dans le bassin d'Arcachon.

Bilan

Les travaux sur le cycle reproducteur de la palourde du bassin d'Arcachon indiquent un déroulement en adéquation avec les observations rapportées dans d'autres sites, la population du bassin pondant une à deux fois par an, à des dates et à une fréquence variant spatialement à l'échelle kilométrique.

Chez cette population, la taille correspondant à la première maturité sexuelle n'a pas été estimée.

Toutefois, la synthèse bibliographique menée sur les différents gisements en Europe ou dans le monde indique que la première maturité est généralement observée entre 15 et 25 mm. Les L50 connues concernent le Portugal sont comprises entre 20 et 29 mm.

Considérant que les informations sur la reproduction de la palourde d'Arcachon (période de gamétogénèse, nombre de pontes) ne présentent pas de caractéristiques atypiques par rapport à d'autres sites, nous admettons que la L50 sur Arcachon est proche de la moyenne des L50 observés ailleurs en Europe, soit 25 mm.

2.1.2 Croissance individuelle

La croissance individuelle de la palourde est à appréhender non seulement par la croissance linéaire de la longueur antéro-postérieure de la coquille mais aussi par la croissance de la coquille dans les autres dimensions (morphologie de la coquille, i.e. hauteur, épaisseur). La réalisation des fonctions biologiques des bivalves étant connue pour être fortement influencée par les conditions environnementales (Gosling, 2003), cela permet notamment d'identifier de possibles variations phénotypiques des schémas morphologiques en tant qu'adaptations locales.

2.1.2.1. Croissance linéaire (longueur antéro-postérieure)

• Considérations générales

La croissance linéaire est principalement influencée par la température de l'eau de mer (Toba, 1987 in Nakamura *et al.*, 2002 ; Fan *et al.*, 2007). Pour la baie de Jiaozhou (Chine), la plage de températures comprise entre 18 et 23 °C a été déterminée comme la plus appropriée pour la croissance de la coquille (Fan *et al.*, 2007). Un schéma de croissance a été décrit pour la palourde japonaise de la lagune de Thau par Maitre-Allain (1982) : aucune croissance ne se produit en dessous de 6 °C et la croissance optimale est attendue entre 12 et 20 °C. D'autres facteurs influant sur la croissance sont également identifiés, notamment les ressources trophiques parfois avec un effet seuil (Yamamoto *et al.*, 1956 ; Maître-Allain, 1982), la durée d'immersion en condition de culture (Goulletquer *et al.*, 1987) ou encore la salinité et le niveau hypsométrique (Chew, 1989).





Pour analyser la croissance de bivalves, il est usuel d'utiliser la fonction de croissance de Von Bertalanffy qui permet de calculer la longueur en fonction de l'âge :

$$L_t = L_\infty \left(1 - e^{-K(t-t_0)} \right)$$

 L_{∞} est la longueur asymptotique de la valve (mm) i.e. taille théorique maximale que l'animal peut atteindre, *K* est le coefficient de croissance (an⁻¹) et t_0 est l'âge théorique pour la longueur nulle (an).

Le tableau 2 répertorie les paramètres de la fonction de croissance de Von Bertalanffy obtenus pour différentes zones géographiques. Les trois paramètres demeurent des supports mathématiques sensibles aux intervalles d'échantillonnage et aux traitements statistiques employés. Leur utilisation pour des études comparatives doit donc être limitée et la comparaison de croissances obtenues dans des intervalles d'observations comparables préférée (Laurec et Leguen, 1981).

Localisation	Pays	Paramètres L $_\infty$ et K	Sources
British Columbia, plusieurs sites	Canada	${ m L}_{\infty}$: 47,6 – 84,5 mm K : 0,14 - 0,39 an ⁻¹	Bourne, 1982
	Japan	L_∞ : 34,9 mm	Ohba, 1959
Baie de Amursky, mer du Japon	Russie	${ m L}_{\infty}$: 56,6 mm K : 0,302 an ⁻¹	Ponurovskii, 2008
Mer de Marmara (Baie de Bandirma)	Turquie	$ m L_{\infty}$: 67,5 mm K : 0,33 an ⁻¹	Çolakoglu et Palaz, 2014
Poole Harbour	Angleterre	$ m L_{\infty}$: 43,32 mm K : 0,697 an ⁻¹	Humphreys <i>et al.</i> , 2007
Poole Harbour, plusieurs sites	Angleterre	${ m L}_{\infty}~:$ 46,02 – 66,3 mm K : 0,27 – 0,54 an ⁻¹	Clarke <i>et al.</i> , 2019
		L _∞ : 38,14 – 46,9 mm K : 0,39 – 1,21 an ⁻¹	
Bassin Arcachon, plusieurs sites	France	L_{∞} : 41,1 mm (moyenne) K : 0,72 an ⁻¹ (moyenne)	Dang <i>et al</i> ., 2010

Tableau 2 : Paramètres de la fonction de croissance de Von Bertalanffy obtenus dans différentes zones géographiques.

En plus des facteurs environnementaux, la croissance individuelle peut être affectée par l'exploitation. Ainsi, les travaux de Humphreys *et al.* (2007) ont mis en évidence une diminution de la longueur à l'asymptote liée à l'exploitation pour la palourde sur la côte sud de l'Angleterre, la TMC étant alors de 40 mm.





• Connaissances sur la population de palourde japonaise du bassin d'Arcachon

La croissance linéaire a été étudiée à partir d'expérimentations en enclos (sans toit) positionnées sur cinq sites (Fig. 2) (Dang *et al.*, 2010). Quatre sites étaient localisés dans le bassin et dans des zones exploitées par les pêcheurs professionnels : « Andernos », « Gujan », « Lanton » et « lle aux Oiseaux ». Un site était représentatif de conditions océaniques et localisé dans une zone non exploitée : « Arguin ». Pour chacun de ces sites, quatre enclos étaient positionnés selon un gradient bathymétrique (de Q1 – bas niveau à Q4 – haut niveau). A l'intérieur de chacune d'elle, des palourdes préalablement marquées individuellement ont été installées. Leurs tailles initiales étaient comprises entre 4 et 44 mm et la densité initiale à l'intérieur de chaque enclos était de 320 ind.m⁻², considérées comme en-dessous du seuil d'apparition de compétition intraspécifique (biomasse faible du fait de nombreux petits individus). Au cours des deux années de suivi (2005-2007), les enclos ont été visitées à plusieurs reprises et des mesures individuelles ont été effectuées.

Cette expérimentation a permis d'estimer les paramètres de croissance de l'équation de Von Bertalanffy (Dang *et al.*, 2010) (tableau 3 et fig. 3) et de considérer d'éventuelles corrélations avec le niveau hypsométrique et les sites.

Le temps minimum pour atteindre 35 mm a varié fortement entre les sites : il était de 1,6 an à « Andernos - Q2 » et de 1,7 an à « Arguin - Q1 » alors qu'il était de 4,4 ans à « Gujan - Q3 ». Pour les quatre sites intra-bassin, il faut en moyenne trois ans pour atteindre 35 mm.

Le paramètre *K* est ne montre pas de différences significatives entre les sites et entre les niveaux bathymétriques (valeur moyenne $K = 0,72 \text{ an}^{-1}$). Il est relativement élevé en comparaison avec d'autres zones géographiques (cf. tableau 2). Le paramètre L_{∞} est similaire pour les différents niveaux hypsométriques mais diffère entre les sites. Il se situe dans une fourchette assez basse (valeur moyenne $L_{\infty} = 41,1$ mm) en comparaison avec les données de la littérature (Dang *et al.*, 2010 et tableau 2). Il faut noter que ces paramètres sont obtenus de manière expérimentale et que notamment le paramètre L_{∞} est sans doute surestimé car il résulte en partie du fait que quelques palourdes de 40 mm étaient incluses dans les enclos en début d'expérience (mais n'ont pas grandi). **L'expérimentation a également mis en évidence une croissance ralentie à partir d'une trentaine de millimètres (Dang, 2009).**

Par ailleurs, lors de la thèse de Dang (2009), des essais de transplantation entre l'Ile aux Oiseaux (zone présentant des valeurs de L_{∞} basses) et le banc d'Arguin (zone présentant des valeurs de L_{∞} fortes) ont également été opérés. Les palourdes transplantées (qui ne poussaient pas bien) ont présenté de fortes croissances dans les nouvelles conditions. Le rôle de l'environnement est donc majeur. Les palourdes étudiées, restent en capacité d'exprimer une variabilité phénotypique forte en réponse aux conditions environnementales.







Figure 2 : Localisation des cinq sites d'expérimentation choisis pour étudier la croissance linéaire de la palourde du bassin d'Arcachon (Source : Dang *et al.*, 2010).

Tableau 3 : Paramètres de l'équation de Von Bertalanffy obtenus pour chaque enclos (Source : Dang *et al.*, 2010).

Sites	K	L_{∞}
	(yr^{-1})	(mm)
Arguin 1	0.88	45.89
Arguin 2	0.70	46.70
Arguin 3	0.55	46.90
Arguin 4	0.39	43.70
Ile aux Oiseaux 1	1.04	38.14
Ile aux Oiseaux 2	0.83	40.00
Ile aux Oiseaux 3	0.92	38.90
Ile aux Oiseaux 4	0.68	38.20
Andernos 1	0.44	43.70
Andernos 2	1.21	41.30
Andernos 3	0.96	39.50
Andernos 4	0.97	39.45
Lanton 1	0.45	43.60
Lanton 2	0.58	44.60
Lanton 3	0.51	42.10
Lanton 4	0.49	43.90
Gujan 1	0.88	41.20
Gujan 2	0.52	42.40
Gujan 3	0.43	41.60
Gujan 4	0.57	40.10



Figure 3 : Exemples de courbes de croissance de *R. philippinarum* sur cinq enclos (« Gujan 2 », « Lanton 3 », « Andernos 4 », « Ile aux Oiseaux 4 » et « Arguin 3 ») obtenues par la méthode d'Appeldoorn dans le logiciel FISAT Il (Source : Dang *et al.*, 2010).

afaq ISO 9001 Qualité



Dans le cadre de la saisine, les données de cette expérimentation ont été récupérées (transmises par l'Université de Bordeaux – EPOC) pour approfondir le travail sur l'analyse du ralentissement de croissance observé à partir d'une trentaine de millimètres. Pour chacun des enclos et pour chaque segment de croissance, un taux d'évolution moyen de la taille (exprimé en pourcentage) a été calculé selon la formule suivante :

 $\left(\frac{Taille\ finale}{Taille\ initiale}\right)^{\left(\frac{1}{Nb\ jours-1}-1\right)}*100$

Les enclos pour lesquels les mesures individuelles n'étaient pas disponibles ou en nombre trop restreint n'ont pas été retenus dans l'analyse.

Pour tous les sites, la représentation graphique de ce taux en fonction de la taille initiale met en évidence une distribution des valeurs présentant des variabilités différentes selon les niveaux de taille initiale. Elle traduit une grande dispersion du taux moyen pour les individus positionnés en partie gauche des courbes (individus plus petits) qui s'atténue dans les valeurs fortes (phénomène d'hétéroscédasticité). Par ailleurs, les graphiques de la figure 4 montrent, dans la plupart des cas, un « coude » qui indique un ralentissement de la croissance au-delà d'une certaine taille (non déterminée précisément jusqu'à présent par les travaux) (Fig. 4 a à e).







afaq ISO 9001 Qualité



Pour identifier la longueur à partir de laquelle un ralentissement net du taux d'évolution moyen de la taille se produit, nous avons approché le phénomène en utilisant des modèles de régression linéaire par morceaux permettant de détecter classiquement des points de rupture dans les nuages de points ci-dessus. Afin d'éviter tout *a priori*, trois modèles ont été testés : avec une rupture, deux ruptures et trois ruptures. Pour chaque site, nous avons conduit les analyses en travaillant d'une part enclos par enclos pour considérer un éventuel effet du niveau hypsométrique et d'autre part en groupant l'ensemble des données pour le site. Pour chaque modèle testé, la valeur de la longueur de la dernière rupture (correspondant à la taille la plus grande traduisant un changement) a été relevée.

Pour chaque cas, le choix d'un modèle parmi les trois a été effectué en deux étapes :

- tout d'abord, la significativité des différences de pentes entre les deux derniers segments a été vérifiée (règle appliquée : pas de chevauchement de leurs intervalles de confiance (à 95 %) respectifs à l'arrondi au millième) ;

- ensuite, pour les modèles remplissant cette condition, les valeurs du critère d'information d'Aikake (AlCc¹) ont été comparées. Le modèle sélectionné est celui qui possède l'AlCc le plus faible.

L'ensemble des analyses a été réalisé sous R² avec le package segmented pour les régressions linéaires par morceaux³.

L'utilisation d'un point de rupture a déjà été considérée comme un indicateur de changements écologiques rapides ou liés à des évènements marquants dans le cas de relations allométriques de croissance (Katsanevakis *et al.,* 2007). Dans notre cas, nous considérons que le dernier point de rupture (lorsque les différences de pente avant et après sont significatives) illustre un ralentissement de croissance marqué au cours de l'ontogénie (phase adulte). La figure 5 illustre la modélisation linéaire par morceaux pour l'enclos « Andernos Q1 ». L'ensemble des résultats est résumé dans le tableau 4⁴. Dans plusieurs cas, les valeurs d'AlCc comparées sont proches.





¹ AICc : critère d'information d'Aikake pour les petits échantillons donné par la formule $AICc = AIC + \frac{2k(k+1)}{n-k-1}$ avec k le nombre de paramètres et n le nombre d'échantillons

⁴ Remarque : dans certains cas (essentiellement pour trois ruptures), les résultats ne sont pas toujours consistants. Il est possible que cela soit lié à la technique d'estimation basée sur du bootstrap.



² <u>http://cran.r-project.org/web/packages/Rcmdr/index.html</u>

³ <u>http://cran.r-project.org/web/packages/segmented/index.html</u>



Tableau 4 : Significativité des différences de pentes des deux derniers segments, valeur de l'AlCc et dernier point de rupture identifié pour chaque modèle testé par enclos et pour l'ensemble des enclos des différents sites.

		Une rupture (deux segments)			Deux ruptures (trois segments)			Trois ruptures (quatre segments)		
Sites	Enclos ou groupes d'enclos	Significativité des différences de pentes	AICc	Dernier point de rupture (mm)	Significativité des différences de pentes	AICc	Dernier point de rupture (mm)	Significativité des différences de pentes	AICc	Dernier point de rupture (mm)
	Q1	OUI	-367	28,9	NON	-368	34	NON	-363	38,7
Andernos	Q2	NON	-241	31,6	NON	-237	32	Non d	étectabl	е
Andernos	Q3	NON	-272	17,8	NON	-271	22,3	NON	-270	23,5
	Q1-Q2-Q3	OUI	-813	33,6	OUI	-822	28,9	NON	-819	34,4
	Q1	OUI	-201	31,5	OUI	-201	31,6	OUI	-201	29,8
Cuion	Q2	OUI	-390	29,4	OUI	-386	29,2	OUI	-387	28,8
Gujan	Q3	OUI	-438	11,2	NON	-436	30,7	NON	-432	27,04
	Q1-Q2-Q3	OUI	-939	10,4	OUI	-952	30,9	OUI	-955	29,5
	Q2	OUI	-218	24	OUI	-221	21,5	NON	-218	30
lle aux	Q3	OUI	-167	24,6	OUI	-168	23,5	NON	-165	35,3
Oiseaux	Q4	NON	-297	24,5	NON	-296	20,9	NON	-295	27,6
	Q2-Q3-Q4	OUI	-627	24,2	OUI	-635	21,2	NON	-635	30
	Q2	OUI	-314	27,2	NON	-312	32	Non d	étectabl	e
Lanton	Q3	NON	-385	29,3	OUI	-396	24,8	NON	-391	32,1
Lanton	Q4	OUI	-384	21,8	NON	-380	32	Non d	étectabl	e
	Q2-Q3-Q4	OUI	-1009	30,2	OUI	-1031	27,3	NON	-1032	31,6
	Q2	OUI	-309	29,7	OUI	-309	29,8	NON	-304	29,6
	Q3	OUI	-450	28,1	NON	-446	36,8	OUI	-470	27,6
Arguin	Q4	NON	-357	33	NON	-356	33	NON	-359	25,9
	Q2-Q3-Q4	OUI	-1069	29,1	NON	-1066	37	OUI	-1092	26,7

Significativité des pentes vérifiée		AIC le plus faible parmi les modèles avec différence significative des pentes			
Dernier point de rupture correspondant au modèle sélectionné					

Des différences sont observées en fonction du niveau hypsométrique pour tous les sites hormis pour « lle aux Oiseaux ». Une variabilité est également observée en fonction de la période de marquage-recapture notamment pour les palourdes de petite taille à l'Ile aux Oiseaux (résultats non détaillés ici).

Pour les sites intra-bassin et pour l'ensemble des modèles sélectionnés (cellules vertes du tableau 4 hors Arguin), les derniers points de rupture sont compris entre 11,2 mm et 31,5 mm. Pour les modèles sélectionnés, la pente du segment modélisé après chacun de ses points est visuellement inférieure à celle du segment précédent sauf dans un cas (« Gujan Q3 »). La plus grande longueur à partir de laquelle on observe un ralentissement de croissance est de 28,9 mm, 31,5 mm, 23,5 mm et 27,3 mm respectivement pour « Andernos », « Gujan », « Ile aux Oiseaux » et « Lanton ».





Pour « Arguin » et pour les modèles sélectionnés (en vert), les derniers points de rupture sont compris dans une gamme plus resserrée, entre 26,7 mm et 29,8 mm. La plus grande longueur à partir de laquelle on observe un ralentissement de croissance est de 29,8 mm sur Arguin.

2.1.2.2. Croissance de la coquille dans les autres dimensions (morphologie)

• Considérations générales

Alors que la contribution des études morphologiques sur la gestion des stocks de poissons est déjà effective depuis plusieurs années (Cadrin, 2000; Cadrin et Friedland, 2005), ces approches sont plus récentes sur les bivalves (Márquez *et al.*, 2010).

Néanmoins, depuis quelques années, la plasticité phénotypique de la morphométrie de la coquille de la palourde japonaise a fait l'objet de travaux consacrés aux relations entre forme de la coquille et facteurs environnementaux. La plupart de ces études s'appuient sur des méthodes d'analyse de forme conventionnelles qui utilisent des distances, des rapports et des angles entre des points de repère. Très peu de travaux mettent en œuvre une analyse de forme de contour comme les représentations de la série de Fourier (Costa *et al.*, 2008). La majorité de ces études concernent les populations de palourdes au Japon. Étonnamment, peu d'études portent sur les stocks européens (Costa *et al.*, 2008), alors que l'identification des similitudes et des différences dans leurs réponses peut être très utile pour comprendre les mécanismes complexes et multiples impliqués. Ils peuvent en effet aider à séparer les processus naturels de l'impact anthropique et ainsi être utiles pour identifier des mesures de gestion adaptées aux conditions locales.

Ces travaux ont permis de mettre en évidence le rôle prépondérant des conditions trophiques (Watanabe et Katayama, 2010), des courants (Kakino, 1996) et de la localisation plus ou moins proche de la côte (Nakamura *et al.*, 2002). L'effet de la densité des palourdes a également été signalé par Bourne et Adkins (1985), Cigarría et Fernandez (1998) et Ohba (1956).

Plusieurs auteurs ont établi que les caractéristiques morphométriques de vénéridés pouvaient révéler des conditions environnementales plus ou moins favorables (Hamai, 1935; Ohba, 1959; Eagar *et al.*, 1984). Ainsi les schémas de croissance relative à la coquille de la palourde rose (*Polititapes rhomboides*) peuvent être considérablement modifiés par les conditions de l'habitat : les rapports Epaisseur/Longueur et Hauteur/Longueur peuvent être augmentés, avec une réduction générale de la taille, dans les habitats les moins « favorables » (Eagar, 1978). Il a par ailleurs été démontré pour la palourde japonaise que les caractères morphologiques pouvaient être utilisés comme proxy de la valeur nutritive (Watanabe et Katayama, 2010).

• Connaissances sur la population de palourde japonaise du bassin d'Arcachon

Des études morphométriques ont été menées pour considérer les variabilités phénotypiques intrasite (à l'échelle du bassin d'Arcachon) et intersites de la palourde japonaise. Elles consistaient en l'analyse de forme conventionnelle basée sur des mesures métriques et de poids (masse de coque). Les mesures, enregistrées automatiquement à l'aide du logiciel TNPC à partir de vues ventrale et latérale, concernaient la longueur, la longueur ventrale, la hauteur, la largeur, les zones latérales et ventrales (Caill-Milly *et al.*, 2012 ; Caill-Milly *et al.*, 2014).

La première étude (Caill-Milly *et al.*, 2012) a été réalisée sur 2 070 coquilles sous-échantillonnées lors de la campagne d'évaluation de stock du bassin d'Arcachon de 2010. Elle a permis d'établir des relations allométriques entre des paires de descripteurs spécifiques à la lagune. **Un changement significatif de morphologie a été mis en évidence à partir d'une longueur proche de 16-20 mm** qui correspond à la deuxième année de vie [en référence aux travaux de





Dang (2009)]. Cet âge est généralement celui à partir duquel la palourde commence à être sexuellement mature. A partir de cette taille, les taux de croissance de la hauteur et du poids de la valve sont supérieurs à ceux de la longueur. L'étude de la variabilité phénotypique intra-site a permis d'identifier trois patrons morphologiques chez les palourdes adultes dans le bassin d'Arcachon (Fig. 6). Les palourdes relativement lourdes et globulaires étaient associées à une faible densité et à une pathologie locale spécifique (Maladie du Muscle Marron). Les résultats convergent pour indiquer que certaines zones intra-bassin semblent défavorables au développement en longueur des individus. Inversement, ils permettent d'identifier la partie centrale nord du bassin comme favorable à leur bon développement. De plus, ces résultats montrent que les palourdes du bassin d'Arcachon sont beaucoup moins allongées (indice d'élongation) et plus globulaires (indice de compacité) que celles d'autres sites, y compris dans d'autres pays d'Europe, confirmant le mauvais état de santé physiologique de certains individus (Caill-Milly *et al.*, 2012).



Figure 6 : Localisation des trois patrons morphologiques des palourdes adultes décrits pour le bassin d'Arcachon. En vert, patron considéré comme pouvant refléter les conditions optimales par rapport aux deux autres patrons (Source : Caill-Milly *et al.*, 2012).

La seconde étude (Caill-Milly *et al.*, 2014) a testé l'hypothèse que les palourdes du bassin d'Arcachon présentent une forme spécifique par rapport à d'autres sites exploités, en réalisant une étude morphométrique comparative sur quatre gisements de palourdes japonaise répartis le long des côtes atlantiques françaises (Banc du Guer, Golfe du Morbihan, Bellevue, bassin d'Arcachon). De plus, pour identifier les facteurs environnementaux responsables de cette variabilité phénotypique, des corrélations ont été recherchées entre les caractéristiques morphométriques discriminant les quatre populations et les principaux paramètres environnementaux, température (en utilisant des agrégations temporelles), salinité et conditions trophiques, en utilisant les données des réseaux de suivis environnementaux existants (https://wwz.ifremer.fr/surval/). Un total de 238 coquilles a été analysé à ces fins.

L'étude a permis d'identifier trois ratios morphométriques discriminants (décrivant l'allongement, la densité des valves et le poids liés à la longueur) et a révélé des tendances morphométriques latitudinales entre les populations nord et sud de *R. philippinarum* (Caill-Milly *et*





al., 2014). Des relations significatives entre ces caractères et (1) les concentrations de chlorophylle *a* dans l'eau (proxy de la biomasse phytoplanctonique) et (2) la température de l'eau de mer (allant de 12 à 20°C), ont été révélées. Quatre causes potentielles ont été émises pour expliquer la relation entre les caractères morphométriques et les conditions trophiques. L'interprétation des résultats illustre la complexité des facteurs intervenant sur la morphologie individuelle à l'échelle intra et intersites et ouvre la réflexion sur l'effet potentiel d'autres facteurs (tels que la nature du substrat et le niveau hypsométrique).

Bilan

L'ensemble des travaux de recherche réalisés sur cette espèce indique **la forte plasticité phénotypique de la palourde japonaise en matière de croissance, en réponse aux conditions environnementales** (et ce pour une population pour laquelle on peut émettre l'hypothèse d'une sélection sur des individus à plus faible croissance du fait de la pêche). Cette variabilité est observée entre les différents sites étudiés dans le monde, mais également au sein même du bassin d'Arcachon, donc à petite échelle.

Concernant la croissance linéaire, le paramètre L_∞ estimé pour le bassin d'Arcachon se situe dans une fourchette assez basse en comparaison avec ceux des autres sites. Pour cette zone, le temps nécessaire pour atteindre 35 mm varie selon les sites, mais s'établit en moyenne à 3 ans. Les données de l'expérimentation de marquage-recapture en enclos ont permis de montrer que le ralentissement de croissance en longueur est observé à partir d'une trentaine de millimètres environ.

L'utilisation de la méthode des points de rupture a permis de préciser la taille à partir de laquelle on observe ce ralentissement, qui s'avère différent selon les sites. Cette taille est au maximum de **28,9 mm, 31,5 mm, 23,5 mm et 27,3 mm** respectivement pour « Andernos », « Gujan », « Ile aux Oiseaux » et « Lanton ». **Pour tous les sites intra-bassin suivis, le ralentissement de croissance est donc détecté dans tous les cas à une taille inférieure à 29,8 mm.** Il est également détecté à une taille de 29,8 mm maximum sur le site le plus océanique, « Arguin », qui n'est pas exploité par les professionnels (Réserve Naturelle Nationale).

Concernant la morphologie, à l'échelle du bassin, **un changement significatif a été mis en évidence à partir d'une longueur proche de 16-20 mm**. Ce changement de trajectoires de croissance intervient à une taille connue pour correspondre généralement au début de la maturité sexuelle. L'étude de la variabilité phénotypique a également permis d'identifier trois patrons morphologiques chez les palourdes adultes dans le bassin d'Arcachon. Les résultats convergent pour indiquer que **certaines zones intra-bassin semblent défavorables au développement en longueur des individus** (forme globulaire notamment). Inversement, ils permettent d'identifier **la partie centrale nord du bassin comme favorable à leur bon développement.**

A l'échelle de la façade atlantique, les travaux ont permis d'identifier trois rapports morphométriques discriminants et ont révélé des **tendances morphométriques latitudinales entre les populations nord et sud de** *R. philippinarum* (en France). Des relations significatives avec les concentrations de chlorophylle *a* et avec la température de l'eau de mer ont été mises en évidence. De plus, les palourdes du bassin d'Arcachon sont beaucoup moins allongées et plus globulaires que celles d'autres sites européens.





2.1.3 Mortalité naturelle

• Considérations générales

Outre la sénescence, les facteurs contribuant à la mortalité naturelle sont :

- la prédation par des crustacés (*Carcinus maenas* …), par des mollusques gastéropodes (*Ocenebra erinacea*, *Natica* spp. …), par des astéridés (*Asteria forbesi desus* …), par des poissons des familles des pleuronectidés, des balistidés et des sparidés, par des oiseaux (*Haematopus ostralegus* pour les jeunes individus …). En fonction des espèces, la prédation peut intervenir soit lorsque la palourde est enfouie dans le sédiment, soit lorsqu'elle est en mouvement ascendant dans le sédiment (Le Treut, 1986). Dans la baie de Santander (Espagne), lorsque les palourdes sont exposées aux prédateurs, la mortalité est plus importante pour la palourde japonaise que la palourde européenne (87 % et 67 % respectivement). Cette différence de mortalité est expliquée par un plus faible enfouissement de la palourde japonaise dans le sédiment (Bidegain *et al.*, 2013).

- les pathologies (Maladie de l'Anneau Brun ou BRD, Perkinsose, Maladie du Muscle Marron ou BMD...). Localement, elles peuvent occasionner des mortalités significatives pour l'espèce (Dang, 2009) ;

- certaines conditions environnementales de température, salinité, teneur en oxygène et/ou de ressources trophiques.

Solidoro *et al.* (2003) ont proposé une relation empirique pour estimer la mortalité naturelle journalière de la palourde pour le site italien Sacca di Goro. Cette relation fait intervenir la longueur initiale et la densité de palourdes, la température et la salinité. Humphreys *et al.* (2007) ont étudié l'évolution de la mortalité naturelle pour la côte sud de l'Angleterre (Poole Harbour) au cours du temps. Le dénombrement des palourdes vides et considérées comme mortes récemment a permis de mettre en évidence que la mortalité naturelle, c'est-à-dire hors pêche, semblait relativement élevée lors de deux périodes : à la fin de l'été et en hiver.

La mortalité observée en août 2003 par ces auteurs était concomitante d'une température de l'eau atteignant au moins 25°C et s'est produite dans des zones à forte couverture en algues vertes avec des sédiments sous-jacents anoxiques. Ces résultats sont en adéquation avec ceux obtenus par Uzaki *et al.* (2003) qui avaient observé, dans des palourdes maintenues en cages dans la baie de Mikawa au Japon, une mortalité de 100 % en condition d'extrême hypoxie, et dans une eau à 25°C.

Des épisodes de mortalité hivernale ont été décrits par d'autres auteurs. Différents facteurs environnementaux expliquant cette saisonnalité ont été suspectés tels que la diminution de la salinité, l'insuffisance des ressources trophiques et/ou des températures basses (par exemples : Nakamura *et al.* 2002 ; Goulletquer 1989; Robert *et al.* 1993).

Les palourdes ont la capacité de s'enfouir plus ou moins profondément dans le sédiment pour échapper à des conditions défavorables. Rappelons que la profondeur maximale d'enfouissement connue est 12 cm (Le Treut, 1986). Lors de mortalités hivernales, il est fréquent d'observer de fortes concentrations de palourdes mortes en surface (Humphreys *et al.*, 2007).

• Connaissances sur la population de palourde japonaise du bassin d'Arcachon

La mortalité totale (naturelle et par pêche) peut être définie de deux manières : par le pourcentage d'individus morts sur une période ou par le coefficient de mortalité *Z* qui est un taux instantané.





Ces deux grandeurs sont liées de façon exponentielle. L'équation reliant le nombre d'individus et le coefficient *Z* est :

$$Z(t) = -\frac{1}{N(t)} \frac{dN(t)}{dt}$$

où N(t) est le nombre de survivants de la cohorte à l'instant t (Laurec et Leguen, 1981). Une valeur de Z de 0,5 signifie que sur une population de départ de 1 000 individus, 607 ont survécu au bout de un an ; une valeur de Z de 1,5 signifie que 223 individus ont survécu au bout de un an.

Deux méthodes ont été mises en œuvre pour évaluer la mortalité totale des populations de palourdes du bassin d'Arcachon.

La première repose sur le suivi individuel de palourdes marquées dans des enclos et disposées à différents endroits du bassin entre décembre 2005 et novembre 2007 (Dang *et al.*, 2010). Les estimations de la mortalité totale (*Z*) peuvent être assimilées à celles de la mortalité naturelle en l'absence de pêche dans les enclos. Elles ont été effectuées pour deux classes de longueur : 4 à 20 mm (Z1) et 20–40 mm (Z2). Les coefficients de mortalité variaient entre les stations et entre les deux classes de longueur mais elles étaient généralement <1,5 an⁻¹, sauf à deux reprises (Z2 à « l'Ile aux Oiseaux - Q1 et Q3 ») (tableau 5).

Tableau 5 : Coefficient de mortalité naturelle Z pour une longueur de palourde de 4 à 20 mm (Z1) et 20–40 mm (Z2) avec coefficient de détermination (R²) pour les 20 sites d'échantillonnage du bassin d'Arcachon (extrait de Dang *et al.*, 2010).

Sites	Z1 (an ⁻¹) – (R²)	Z2 (an ⁻¹) – (R²)
Arguin 1	-	-
Arguin 2	0,27 (0,87)	0,42 (0,97)
Arguin 3	0,40 (0,90)	0,22 (0,94)
Arguin 4	0,66 (0,88)	0,11 (0,97)
lle aux Oiseaux 1	1,03 (0,99)	2,32 (1,00)
lle aux Oiseaux 2	0,83 (0,97)	0,51 (0,96)
lle aux Oiseaux 3	0,61 (0,96)	2,66 (0,95)
lle aux Oiseaux 4	0,61 (0,97)	1,36 (0,97)
Andernos 1	0,79 (0,69)	1,11 (0,99)
Andernos 2	1,10 (0,93)	0,45 (0,84)
Andernos 3	1,22 (0,92)	0,33 (0,77)
Andernos 4	-	-
Lanton 1	0,35 (0,9)	0,75 (0,95)
Lanton 2	0,30 (0,86)	0,22 (0,99)
Lanton 3	0,47 (1,00)	0,52 (1,00)
Lanton 4	0,23 (0,91)	0,35 (0,93)
Gujan 1	0,61 (0,98)	0,25 (1,00)
Gujan 2	0,68 (0,92)	0,27 (0,95)
Gujan 3	1,16 (0,95)	0,80 (0,94)
Gujan 4	-	-

La seconde méthode d'estimation de Z repose sur l'utilisation de la méthode de la courbe de capture en longueur convertie (FISAT II) et sur le suivi de la structure de la population sur 2 ans à





« l'Ile aux Oiseaux » et à « Andernos ». Le coefficient de mortalité *Z* correspond bien ici à la mortalité totale (naturelle et par la pêche). Les cohortes ont été déterminées en suivant la courbe de capture convertissant les tailles en âge (grâce notamment aux paramètres des fonctions de croissance de Von Bertalanffy) et le coefficient de détermination a été évalué (Fig. 7). Pour les deux sites, le taux de mortalité était plus élevé pour les juvéniles que pour les adultes. À « Andernos », le taux de mortalité était de 5,83 an⁻¹ (R² = 0,74) pour les classes de taille 9-19 mm et de 1,41 an⁻¹ (R² = 0,98) pour les palourdes de 33 à 38 mm (Fig. 6). À « l'Ile aux Oiseaux », le taux de mortalité était de 5,87 mm (Fig. 7).



Figure 7 : Courbe de capture convertie en âge de *Ruditapes philippinarum* calculé à partir de la distribution des fréquences en taille et de la courbe de croissance de Von Bertalanffy obtenues par le logiciel FISAT II suivant la méthode de conversion de la courbe de capture en longueur convertie à « Andernos » et à « l'Ile aux Oiseaux » (extrait de Dang *et al.*, 2010).

Des différences de mortalité des juvéniles (< 20 mm) ont été observées entre les expériences en enclos (sans toit) et les suivis des structures en taille de la population naturelle sur les deux sites. Elles pourraient être liées au fait que la fraction des juvéniles des enclos était composé d'individus légèrement plus grands que ceux observés dans le milieu naturel. L'hypothèse d'une moindre prédation dans les enclos que dans le milieu naturel est également avancée. Dans les enclos, une prédation naturelle par *Ocenebra erinacea* a été observée chez les adultes (Dang *et al.*, 2010).

La mortalité naturelle est plus élevée pour les juvéniles et diminue avec la longueur de la palourde. Par mois, elle est estimée à 6,9% pour 0-20 mm, 3,9% pour 21-34 mm, 1,8% pour 35-40 mm et 1,2% pour > 40 mm) à partir des expérimentations en enclos (Dang, 2009).

L'effet de pathologies dont la Maladie du Muscle Marron a également été décrit comme intervenant sur la mortalité naturelle intra-bassin (Dang, 2009).

Bilan

Certains facteurs connus pour intervenir sur la mortalité naturelle de la palourde japonaise ont été décrits pour le bassin d'Arcachon, il s'agit notamment de la prédation et des pathologies.

Les données issues des cinq enclos expérimentaux fournissent une estimation de la mortalité naturelle ; celles issues du suivi de la population naturelle sur deux sites fournissent une estimation de la mortalité totale (naturelle et par pêche).

Le coefficient de mortalité naturelle est variable d'un enclos à un autre mais globalement son niveau est élevé. Nous n'avons pas identifié de travaux permettant de comparer les coefficients de mortalité naturelle estimés intra-bassin avec ceux d'autres sites.





2.1.4 Estimation de l'évolution de la production avec la taille

La production globale du stock évolue sous l'effet combiné de l'arrivée des nouvelles recrues, de la croissance pondérale et de la mortalité (naturelle et par pêche).

Afin d'estimer la taille à partir de laquelle la mortalité naturelle compense la croissance pondérale, l'évolution de la biomasse a été simulée à partir d'une cohorte fictive de 1 000 individus de taille initiale 30 mm (taille proche de celle à laquelle un ralentissement de croissance a été déterminé), et en l'absence de pêche.

Pour chaque enclos, nous avons utilisé la croissance moyenne (en micromètres.j⁻¹) en longueur qui est spécifique à l'enclos. Cette croissance journalière a été obtenue à partir de suivis menés sur deux ans ; elle est supposée constante sur l'année.

Pour la relation taille/poids, l'équation issue de la campagne d'évaluation de stock de 2003 (Caill-Milly *et al.*, 2003) a été retenue ($P = 0,2162L^{3,0469}$, avec P le poids individuel en mg et L la taille en mm).

Pour la mortalité, nous avons appliqué deux méthodes :

- La première s'appuie sur le pourcentage de mortalité estimé par Dang (2009) en fonction de la taille. La taille initiale des individus composant la cohorte fictive étant de 30 mm, le taux de mortalité mensuel appliqué est 3,9% jusqu'à ce que les individus atteignent une taille de 34,9 mm, puis 1,8 % entre 35 et 40 mm. Ces pourcentages sont donc communs à tous les enclos ;
- La seconde s'appuie sur les coefficients de mortalité naturelle estimés pour les individus de taille comprise entre 20 et 40 mm (Z2 du tableau 5). Ces coefficients sont donc spécifiques à chaque enclos.

Le pas de temps utilisé est le trimestre ; l'évolution a été considérée sur huit trimestres (T_0 à T_8), soit deux ans.

Pour chaque enclos, la biomasse correspondant à cette cohorte fictive (composée de 1 000 palourdes au départ) a été calculée pour chaque trimestre. La taille correspondant au maximum de cette biomasse entre T_0 et T_8 a été notée. Les résultats sont présentés dans le tableau 6 ; l'ensemble des figures est disponible dans l'annexe 2.

Avec la première méthode et pour les enclos intra-bassin, la biomasse maximale sur les 2 années simulées est obtenue à une taille moyenne de 32,6 mm⁵. Avec la deuxième méthode, cette taille s'élève à 31,8 mm. Pour Arguin, la taille moyenne pour laquelle la production est maximale est 36,7 et 36,8 mm pour la première et la seconde méthode respectivement.

⁵ « L'Ile aux Oiseaux » présente les valeurs les plus élevées avec cette première méthode.





Tableau 6 : Taille (longueur en mm) correspondant à la production maximale estimée entre T_0 et T_8 issue d'une cohorte fictive composée de 1 000 palourdes de taille initiale de 30 mm en fonction des méthodes et pour chaque enclos.

Site	Enclos	Taille corres production m observée e	pondant à la aximale (mm) ntre T₀ et Tଃ	Remarques
		Méthode 1	Méthode 2	
Andernos	Q1	31,4	30,0	Pour méthode 2, baisse de la production dès T ₁
Andernos	Q2	31,5	31,5	
Andernos	Q3	30,0	32,7	Pour méthode 1, baisse de la production dès T ₁
Gujan	Q1	30,0	34,5	Pour méthode 1, baisse de la production dès T1
Gujan	Q2	30,0	30,0	Pour méthode 1, baisse de la production dès T_1
Gujan	Q3	30	30	Pour méthodes 1 et 2, baisse de la production dès T ₁
lle	Q2	40,5	40,5	Croissances moyennes élevées pour certaines longueurs
lle	Q3	38,6	30,0	Croissances moyennes élevées pour certaines longueurs
lle	Q4	38,8	30,0	Croissances moyennes élevées pour certaines longueurs
Lanton	Q2	30,0	31,2	Pour méthode 1, baisse de la production dès T ₁
Lanton	Q3	30,0	30,0	Pour méthodes 1 et 2, baisse de la production dès T_1
Lanton	Q4	30,0	31,1	Pour méthode 1, baisse de la production dès T1
Arguin	Q2	40,3	37,2	
Arguin	Q3	38,2	36,8	
Arguin	Q4	31,5	36,6	

Bilan

L'évolution de la biomasse en fonction de la taille a été estimée à partir d'une cohorte fictive (1 000 individus, 30 mm de longueur) sur laquelle on a appliqué des taux de croissance et de mortalité connus pour le bassin.

Le meilleur compromis au-delà de 30 mm entre croissance individuelle et mortalité naturelle se situe en moyenne pour une longueur proche de 32 mm pour les sites intrabassin et proche de 37 mm pour le banc d'Arguin.

2.1.5 Etat physiologique

Divers indices de condition (IC) sont employés pour étudier l'état physiologique des bivalves. Le plus utilisé pour la palourde est celui de Walne et Mann (1975), s'établissant comme le rapport entre le poids sec de chair (mg) et le poids sec de la coquille (g) (Maitre-Allain, 1982 ; Bodoy *et al.*, 1986), et qui permet de renseigner l'état physiologique de l'animal. Les changements dans la morphologie de la coquille ne sont pas pris en compte par cet indice. Selon Maitre-Allain (1982), un IC \geq 80 reflète un bon état physiologique et les valeurs inférieures à ce seuil un état médiocre. Les travaux de Binias *et al.* (2013) et de Montaudouin *et al.* (2013, 2016), dédiés à l'étude des effets de la Maladie du Muscle Marron sur les palourdes du bassin, contiennent notamment des





données relatives à cet indice, sur des palourdes saines et malades. Les données relevées sur des palourdes saines montrent que l'IC fluctue saisonnièrement et présente des maxima en été, en relation avec la temporalité de la reproduction (Fig. 8). Il est à noter que l'IC est particulièrement faible dans le bassin d'Arcachon (Fig. 8 ; IC moyen compris entre 32 et 49) au regard d'autres sites en Europe ou dans le monde (Fig. 9), traduisant un état physiologique médiocre de la palourde dans le bassin d'Arcachon.





Figure 8: Indices de condition (‰) de la palourde japonaise (individus sains) du bassin d'Arcachon (longueur moyenne 33 mm (+/- 1,8 mm) en fonction des saisons (Source : Univ. Bordeaux, EPOC).

Figure 9 : Indice de condition (‰) moyen des palourdes dans le bassin d'Arcachon, à l'entrée du bassin (Arguin) et sur d'autres sites en France, Irlande, Italie, Portugal et Corée (Source : de Montaudouin *et al.*, 2016).

Bilan

L'état physiologique des bivalves est apprécié par l'utilisation de l'indice de condition (IC). **L'IC des palourdes japonaises du bassin d'Arcachon est particulièrement faible** (IC moyen 32-49 ‰) au regard d'autres sites en Europe ou dans le monde (51-103 ‰), traduisant un état physiologique médiocre de la palourde dans le bassin.





2.2. Etat du stock, exploitation et réglementation

2.2.1 Etat du stock

• Biomasse

La dernière campagne d'évaluation du stock réalisée en 2018⁶ permet de disposer d'éléments chiffrés sur l'état du stock de palourdes dans le Bassin d'Arcachon. Comparés aux résultats de la campagne précédente (Sanchez *et al.*, 2014), les résultats de cette campagne permettent de mettre en évidence :

- une progression de la biomasse totale de palourdes (toutes espèces confondues) de 15 % en masse (Fig. 10) avec une valeur de 8 242 tonnes ;
- une augmentation de la quantité des reproducteurs de palourdes japonaises (≥ 25 mm), (+ 13 % en masse (Fig. 11) et + 24% en effectif);
- une forte baisse de la quantité de petits individus (< 17 mm⁷) (- 85 % en masse, Fig. 12) ;
- une baisse importante de la biomasse exploitable (individus de tailles supérieures à 35 mm) de palourdes japonaises (- 39 % en masse) au regard de la réglementation actuelle qui s'élève à 490 tonnes en 2018. Le niveau d'abondance de palourdes japonaises exploitables est le plus faible de la série (Fig. 10).

Une grande part de la biomasse provient donc des individus de longueur comprise entre 20 et 32mm (Fig. 13).

Par rapport à la situation de 2008 où les indicateurs (biomasse totale, biomasse des reproducteurs, biomasse exploitable) étaient en diminution par rapport à 2006, il est à noter que la biomasse totale de palourdes (de même que la biomasse des reproducteurs) n'a cessé d'augmenter depuis 2010 pour atteindre un niveau de 8 242 tonnes en 2018, le plus élevé de la série observée.



Figure 10 : Évolution de la biomasse totale toutes espèces confondues (avec son écart-type) et de la biomasse exploitable (\geq 35 mm) en palourde japonaise, exprimées en tonnes (Source : Sanchez *et al.*, 2018).

⁷ Correspondant aux individus nés l'année antérieure à l'année d'observation, soit en 2017 ici. Ils composent une partie des juvéniles.



⁶ A noter qu'il n'y aura pas de campagne d'évaluation en 2020.





Figure 11 : Évolution du niveau d'abondance des reproducteurs (\ge 25 mm) de la palourde japonaise, exprimé en tonnes depuis 2006 sur les strates de référence (les strates l et J n'étaient pas échantillonnées en 2006) (Source : Sanchez *et al.*, 2018).



Figure 12 : Évolution du niveau d'abondance des petits individus (< 17 mm) de la palourde japonaise, exprimé en tonnes depuis 2006 sur les strates de référence (les strates I et J n'étaient pas échantillonnées en 2006) (Source : Sanchez *et al.*, 2018).







Figure 13 : Histogramme de fréquence de taille (en % des effectifs) de la palourde japonaise à partir des mesures réalisées sur les strates de référence en 2018 (N = 7875) (Source : Sanchez *et al.*, 2018).

• Répartition

La carte de distribution spatiale des densités de palourdes exploitables (≥ 35 mm) durant la campagne 2018 montre que celles-ci se concentrent sur un petit secteur du bassin entre le chenal d'Arès et celui de Girouasse (Fig. 14).



Figure 14 : Distribution des densités exploitables interpolées (\geq 35 mm, en g. m⁻²) de la palourde japonaise en 2018 (Source : Sanchez *et al.*, 2018).





2.2.2 Exploitation

L'activité de pêche⁸ à la palourde est importante dans le Bassin d'Arcachon. Depuis les premières statistiques officielles de captures datant de 1992, les apports sont caractérisés par un premier pic de production en 1997 (455 tonnes déclarées), puis, après une année 2000 marquée par une production très faible (78 tonnes), les débarquements ont augmenté (sauf en 2005) pour atteindre un pic à 1 028 tonnes en 2007 (Fig. 15). Les captures professionnelles ont ensuite décru jusqu'en 2015, année pendant laquelle elles étaient de 310 tonnes. Ces dernières années, la production annuelle a oscillé entre 400 et 500 tonnes.

Entre 1997 et 2000, le nombre de licences délivrées était d'environ 70. La baisse des captures durant cette période a conduit les professionnels à prendre des mesures de gestion avec, entre autres, la diminution du nombre de licences, fixé à 55 durant 2 ans et la décision de fermer certaines zones à la pêche. A partir de 2003, le nombre de licences a de nouveau été fixé à 70 jusqu'en 2008. Mais face à la dégradation de l'état du stock de palourde constatée en 2008, des mesures de gestion ont de nouveau été adoptées, dont la baisse du nombre de licences délivrées durant 5 ans (de 2009 à 2013), qui est passé de 62 à 55. Depuis 2014, le nombre de licences délivrées est en hausse progressive avec 92 licences en 2019. A partir de 2014, l'information sur le nombre de licences distingue la licence « patrons » de la licence « salariés ».



Figure 15 : Captures de palourdes déclarées sur le bassin d'Arcachon et nombre de licences (sources : CRTS La Rochelle, SIH Ifremer et Base Pêche Aquitaine (BPA) du CRPMEM Nouvelle-Aquitaine).

L'examen de la saisonnalité des captures sur 10 années (ici 2009-2018) montre que les captures les plus importantes sont généralement réalisées entre mars et octobre (Fig. 16), les deux mois présentant les moyennes les plus élevées étant juin et juillet (autour de 50 tonnes). Les plus faibles captures sont observées entre novembre et février (moyennes entre 25 et 30 tonnes).

⁸ Seule la pêche professionnelle est traitée ici. Une pêche de loisir existe aussi localement mais son prélèvement est considéré comme négligeable par rapport à celui de la pêche professionnelle (notamment en raison des conditions d'accès aux sites qui sont très vaseux).







Figure 16 : Saisonnalité des captures de palourdes japonaises déclarées par les pêcheurs professionnels pour le bassin d'Arcachon sur la période 2009-2018 (Source : Base Pêche Nouvelle-Aquitaine (BPNA) du CRPMEM Nouvelle-Aquitaine).





2.2.3 Réglementation

D'un point de vue réglementaire, la pêche à la palourde est encadrée à 3 niveaux :

- au niveau européen, le règlement CE n°40/2008 fixe une taille minimale de capture qui correspond à la longueur antéropostérieure de la coquille. Pour les eaux de l'Atlantique Nord, de la Manche et de la mer du Nord, cette taille minimale est établie **à 35 mm depuis 2008** ;

- au niveau national, l'exercice de la pêche à pied professionnelle est depuis 2010 soumis à la détention d'un permis de pêche national (Décret du 28/12/2010 n° 2010-1653). Il est délivré pour une durée de douze mois par le préfet du département ;

- au niveau local, des réglementations spécifiques au niveau des gisements peuvent être établies par les Comités Départementaux, Interdépartementaux et Régionaux des Pêches Maritimes et des Élevages Marins (CDPMEM, CIDPMEM et CRPMEM). Ces règlementations font l'objet d'arrêtés préfectoraux établis par les services de l'État en région. En Nouvelle-Aquitaine, c'est la direction inter-régionale de la mer (DIRM) Sud-Atlantique qui est en charge de la mise en œuvre de ces réglementations.

Face à la fragilisation du stock constatée en 2008, des mesures de gestion radicales avaient été prises par les professionnels entre 2009 et 2013 pour réduire l'effort de pêche. Le choix des mesures s'était notamment adossé aux résultats de simulations de différents scénarii. Pour réaliser ces projections sur le devenir de la population en fonction de différentes mesures de gestion, un modèle de simulation de type déterministe reposant sur une approche « systèmes dynamiques » avait été utilisé. Ce dernier avait été développé sous Vensim© (Bald, 2009 ; Dang, 2009 ; Caill-Milly *et al.*, 2012) et était structuré en quatre classes de taille (0-20 mm, 21-34 mm, 35-39 mm et supérieure à 40 mm). Les différences de tendances d'évolution de la biomasse en réponse à ces différents dispositifs d'action ont servi aux gestionnaires pour définir de nouvelles mesures de gestion dès 2009 (Annexe 3). Elles concernaient :

- l'octroi d'une nouvelle licence soumise à la sortie préalable de deux licences et à la détention par l'armateur d'un titre de commandement ;

- la fermeture à la pêche professionnelle et de loisir le dimanche ;

- la mise en réserve de deux zones fixes pour 3 ans, l'une au Nord de l'Ile aux Oiseaux et une autre zone au droit de Lanton (Arrêté préfectoral du 12/03/2009).

Remarque importante : même si la TMC était à 35 mm lors de l'utilisation du modèle de simulation en 2009, une mortalité sur la classe 21-34 mm était appliquée (le modèle n'étant pas structuré en classes de taille plus fines). Cette classe de taille correspondait à 40 % de l'effort de pêche total. Ce paramétrage avait été effectué pour être réaliste par rapport aux pratiques et s'appuyait sur un document anonyme détaillant la structure en taille des captures réalisées et sur des données de contrôle des pêches.

Suite à la mise en œuvre de ces différentes mesures, les indicateurs « biomasse totale » et « biomasse de reproducteurs » issus des campagnes 2008, 2010, 2012 et 2014 ont évolué à la hausse. Après une baisse entre 2008 et 2010, l'indicateur « biomasse exploitable » s'est stabilisé autour d'environ 800 t. Il est possible que les mesures de gestion déployées entre 2009 et 2014 aient concouru à l'amélioration de l'état du stock sur la même période même s'il n'est





pas possible d'attribuer avec certitude cette amélioration à la seule mise en place de ces mesures.

Entre 2014 et 2016, devant les difficultés économiques rencontrées par les pêcheurs de palourde, l'Administration a assoupli des réglementations en vigueur soit en rouvrant les zones de réserve (exemple de l'Arrêté préfectoral du 19.06.15), soit en autorisant des pêches exceptionnelles sur une période donnée sur une zone fermée (exemple de l'Arrêté préfectoral du 01.12.17). A l'heure actuelle, la pêche de la palourde, qu'elle soit professionnelle ou de loisir, est interdite sur deux zones : la zone 1 est celle de l'île aux Oiseaux et la zone 2 se localise au niveau de la Humeyre (Fig. 17). Cette réglementation est en application depuis le 1er novembre 2016.



Figure 17 : Zones interdites à la pêche professionnelle et de loisir par arrêté préfectoral du 28 octobre 2016.

2.2.4 Informations issues du contrôle

Entre janvier 2018 et mars 2020, 22 contrôles ont été effectués localement auprès de pêcheurs professionnels de palourde. Dans 19 cas, un échantillonnage sur 100 palourdes (voire 200) a été réalisé. Ces informations permettent d'estimer dans les captures la proportion de palourdes de longueur supérieure à une certaine taille (35 mm et 32 mm). Dans deux cas, l'information disponible permet d'exprimer la proportion de palourdes de longueur supérieure à 35 mm en poids. Le tableau 7 résume les informations extraites de ces données de contrôle.





Tableau 7 : informations extraites des données de contrôle effectuées entre janvier 2018 et mars 2020 (Source : DDTM33). CV : coefficient de variation.

Type d'informations	Nombre de contrôles réalisés	Nombre de contrôles avec détails pour sup 35 mm	Moyenne (CV) des captures sup 35 mm (en %)	Nombre de contrôles avec détails pour sup 32 mm	Moyenne (CV) des captures sup 32 mm
En nombre	19	17	27 % (45)	13	42 % (87)
En poids	3	2	77 *		

* CV non calculé car trop peu de données

Le nombre de contrôles est bien entendu faible au regard de l'ensemble des marées à la palourde sur une période de deux ans environ (qu'on peut grossièrement estimer entre 10 000 et 15 000 sur la même période). Cependant, on peut constater que, pour toutes les marées contrôlées, la pêche de la palourde intra-bassin est pratiquée à une taille nettement inférieure à la TMC en vigueur.

3. Limitation des captures faisant appel à un moule

En l'état actuel des connaissances, la définition de moules est assez compliquée, notamment en raison de l'absence de données relatives aux variations temporelles du taux de remplissage de la palourde au cours de l'année, et qui sont normalement à prendre en compte dans la définition d'un moule.

Les données imparfaites dont on dispose pour élaborer ces moules sont les suivantes :

- une relation taille/poids a été établie lors de la campagne d'évaluation de 2003 mais elle concernait des palourdes formolées (non fraiches) et constitue une information ponctuelle (mois de prélèvement : juin-juillet) (Annexe 4). A partir de ces mesures individuelles, il est néanmoins possible de calculer un poids moyen (g) par taille ;

- quelques données sur des poids moyens en fonction de la taille existent également grâce aux travaux de Robert et Deltreil (1990) et Robert *et al*. (1993) sur des palourdes semées dans des parcs expérimentaux aux Jacquets et au Ferret dans le bassin d'Arcachon (Annexe 4) ;

- les différentes campagnes d'évaluation de stock renseignent sur la structure en taille de la population disponible à la pêche au moment de la campagne.

Nous avons choisi d'estimer des moules selon deux hypothèses : longueur des palourdes capturées \ge 32 mm ou \ge 35 mm. Deux approches ont été utilisées pour ce faire.

La première approche repose sur la moyenne des poids des palourdes de longueur supérieure à 32 ou à 35 mm à partir des mesures individuelles de 2003. Les poids moyens sont respectivement de 11,4 g (+/- 3,4) et de 13,8 g (+/- 3,7). Ces valeurs se rapprochent de celles issues des travaux de Robert et Deltreil (1990) et Robert *et al.* (1993) : pour des palourdes de taille comprise entre 33 et 35 mm, le poids moyen est de 9-12 g et pour des tailles comprises entre 36 et 40 mm, le poids moyen est de 13-17 g.

La seconde approche repose sur les données des campagnes et sur la relation taille/poids de 2003 (tableau 8). Les moules sont calculés en divisant les effectifs de palourdes supérieures à 32





ou à 35 mm par leurs poids estimés associés et ramenés au kilogramme. Ces moules devraient correspondre à une période où la proportion de chair est élevée (palourdes « bien remplies »).

Tableau 8 : Première estimation de moules à partir du nombre de palourdes au kilogramme estimé disponible pour la pêche au moment de la campagne (2 hypothèses \ge 32 mm et \ge 35 mm) (arrondi à l'entier inférieur).

Années de campagne	Moule estimé pour ≥ 32 mm	Moule estimé pour ≥ 35 mm
2003	Non calculé	70
2006	89	78
2008	94	77
2010	95	77
2012	100	80
2014	100	81
2018	102	82

La valeur la plus basse issue de ces calculs est 89 palourdes au kilogramme pour \geq 32 mm et 70 palourdes au kilogramme pour \geq 35 mm. Depuis 2012, la valeur est globalement stabilisée à respectivement 100 et 80 pièces au kilogramme.

4. Eléments conclusifs

4.1. Maturité sexuelle

D'après les différents travaux menés sur la reproduction de la palourde japonaise, il apparaît que la taille (longueur) de première maturité sexuelle est située autour de 25 mm. Considérant que les informations sur la reproduction de la palourde d'Arcachon (période de gamétogénèse, nombre de pontes) ne présentent pas de caractéristiques atypiques par rapport à d'autres sites et en l'absence de L50 estimée pour le bassin d'Arcachon, nous admettons que la L50 sur Arcachon est proche de cette valeur de 25 mm. **Une taille de 32 mm serait donc 28% plus élevée que la taille de première maturité sexuelle**. Ce pourcentage nous semble un critère propre à contribuer à la gestion durable de l'exploitation de cette ressource mais il ne doit cependant pas être considéré seul. A titre de comparaison, la question de la taille minimale de référence de conservation se pose actuellement sur la praire, *Chamelea gallina*, en Méditerranée. Dans ce cas, il est estimé qu'une taille de 22 mm, supérieure à hauteur de 22-38 % par rapport au L50, prenait pleinement en compte le respect de la maturité sexuelle, garantissant la durabilité de l'exploitation de cette ressource (MEDAC, 2019).

4.2. Croissance/état physiologique

La croissance linéaire est marquée par un ralentissement de croissance intervenant, pour tous les sites intra-bassin, à une longueur au plus égale à 31,5 mm. De plus, l'état de santé de la palourde japonaise dans le bassin (estimé par le biais de l'indice de condition (IC)), est particulièrement médiocre par rapport à d'autres sites où cette espèce est exploitée.





La population de palourde intra-bassin présente des caractéristiques morphométriques différentes de celles d'autres gisements étudiés. Les individus du bassin semblent être beaucoup moins allongés et plus globulaires que ceux d'autres sites, y compris à l'échelle de l'Europe. A l'échelle du bassin, des zones apparaissent plus favorables que d'autres au bon développement de l'espèce.

La plasticité phénotypique de la population de palourde en réponse aux conditions environnementales s'exprime fortement sur la croissance (linéaire et dans les autres dimensions). A cet égard, de fortes différences sont observées entre les sites, à l'échelle du littoral français, mais également au sein même du bassin d'Arcachon, donc à petite échelle. On ne peut occulter que la pêche a pu déjà avoir eu un effet sur la sélection des individus à croissance plus lente dans le cas du bassin d'Arcachon. L'expérimentation de transplantation met cependant en évidence la forte relation qui unit la croissance avec les conditions environnementales dans lesquelles se développent les palourdes.

4.3. Mortalité

La mortalité naturelle est plus élevée pour les juvéniles et diminue avec la longueur de la palourde.

Le coefficient de mortalité naturelle est variable d'un enclos à un autre mais globalement son niveau est élevé.

4.4. Gain de production en fonction de la taille

L'évolution de la production en fonction de la taille a été estimée à partir d'une cohorte fictive sur laquelle on a appliqué des taux de croissance et de mortalité connus pour le bassin. Pour les sites intra-bassin, la production maximale de cette cohorte est obtenue en moyenne pour une longueur proche de 32 mm.

Ces éléments abondent dans le sens d'une gestion adaptée aux caractéristiques locales. La fixation d'une TMC spécifique au bassin de 32 mm est donc une possibilité mais elle ne doit pas occulter l'intérêt d'autres mesures telles que les zones de réserve et les mesures visant à limiter l'effort de pêche (nombre de licences, période de capture autorisée, quotas). Ces éléments concernent la gestion, une meilleure valorisation pourrait aussi être recherchée par ailleurs.

4.5. Exploitation

Ces dernières années, la production annuelle oscille entre 400 et 500 tonnes, soient des valeurs plus faibles que celles rapportées dans les années 2000.

Le diagramme d'exploitation n'est pas connu mais nous considérons, d'après les informations dont nous disposons, que localement l'exploitation de la palourde est déjà pratiquée à une taille nettement inférieure à la TMC en vigueur. Le passage d'une TMC de 35 mm à 32 mm devrait par conséquent avoir un impact limité sur le stock par rapport à la situation actuelle à la condition que cette nouvelle TMC soit strictement respectée et n'incite pas les pêcheurs à





augmenter leurs prélèvements en capturant des palourdes de taille inférieure à la taille autorisée comme cela a déjà été observé dans le cas de pêcheries de palourde en Manche notamment (Biseau *et al.*, 2009).

Pour certaines espèces et dans certains sites, la TMC de mollusques bivalves a été révisée à la baisse par le passé. En Galice, l'Union Européenne a accepté de revoir en 2012 la TMC de la palourde poulette (*Venerupis corrugata*) pour plusieurs gisements qui montraient des croissances plus faibles que la normale (Rias de Vigo, Arousa, Ferrol ...). Comme déjà évoqué, une réflexion est en cours pour la praire en Méditerranée pour faire évoluer la TMC de 25 mm à 22 mm (MEDAC, 2019).

A l'opposé, les résultats de travaux issus de modélisation abondent en faveur d'une augmentation de la TMC pour la palourde japonaise. Ainsi pour deux estuaires de la côte cantabrique (nord-est de l'Espagne), Bidegain *et al.* (2013) ont utilisé des modélisations des gains de poids par unité de longueur pour estimer la taille minimale semblant la plus appropriée d'après ce critère ; cette taille s'élève à 44,7 mm.

Pour la palourde du bassin d'Arcachon, la première version du modèle de simulation développé en 2009 (Bald et al., 2009) avait testé les diverses mesures qui permettraient de maximiser le volume des captures et le nombre de pêcheurs et de minimiser la diminution du stock par la pêche. Les mesures qui semblaient avoir le plus de conséquences sur ces trois critères étaient le respect de la TMC en vigueur (40 mm), la saison de pêche (réduction) et les zones de réserves (augmentation). Ces simulations permettaient de conclure que la mesure qui permettait d'atteindre au mieux ces objectifs était liée à la TMC. Ces résultats nous semblent à considérer avec précaution aujourd'hui car ils reposaient sur une première version du modèle qui était, certes adapté à la population du bassin d'Arcachon, mais certains paramètres (comme la mortalité et la croissance) étaient issus de modèles prenant partiellement en compte les données intra-bassin. Or, nous avons vu précédemment l'importance de ces paramètres sur la production. De plus, le critère « minimisation de la diminution du stock par la pêche » avait amené à sélectionner un scénario avec une biomasse attendue de 17 000 tonnes à terme. Cette valeur pose la question de la capacité d'accueil du bassin (en lien avec la compétition trophique avec les autres filtreurs présents).

Lors de la dernière fragilisation constatée du stock en 2008, des mesures de gestion radicales avaient été prises par les professionnels entre 2009 et 2013 pour réduire l'effort de pêche. Les gestionnaires s'étaient alors appuyés sur une version plus récente du modèle de gestion. Elles concernaient la diminution du nombre de licences, la limitation du nombre de jours autorisés à la pêche et la fixation des zones de réserves. Elles avaient concouru à l'amélioration de l'état du stock sur la même période (même s'il n'est pas possible d'attribuer avec certitude cette amélioration à la seule mise en place de ces mesures). De plus, la dernière campagne (en 2018) a montré une biomasse de reproducteurs la plus forte de la série observée bien que la biomasse exploitable ait fortement baissé. Il nous semble donc primordial de revenir à une gestion de la ressource qui soit adaptative (ajustée en fonction des résultats des campagnes d'évaluation menées tous les deux ans). Cette gestion devrait reposer sur un panel plus large de mesures que celles actuellement en vigueur (actuellement, une seule mesure de gestion est appliquée au niveau local ; elle concerne deux zones de réserve), par exemple en réintroduisant une limitation sur le nombre de licences, une période de fermeture....





Considérant l'ensemble de ces éléments, la **fixation d'une TMC de 32 mm** ne nous semble pas incompatible avec des conditions d'exploitation durable tant que cette dernière est vue comme partie intégrante d'un ensemble de mesures de gestion prenant en compte les spécificités locales. La TMC pourra être revue à la hausse si l'état du stock se dégradait fortement sur plusieurs indicateurs malgré les autres mesures de gestion appliquées.

Aujourd'hui, une gestion par moule et non plus par TMC nous parait délicate compte tenu des variations temporelles du taux de remplissage de la palourde au cours de l'année, sauf à envisager un moule différent selon les périodes. Par ailleurs, les données dont nous disposons (relation taille-poids) devraient être consolidées avant d'être utilisées comme base d'une réglementation susceptible de remplacer une TMC.

5. Remerciements

Nous tenons à remercier vivement les structures qui ont contribué à rassembler l'ensemble des données mobilisées pour la saisine : le CRPMEM Nouvelle-Aquitaine, le CDPMEM33 ainsi que la DDTM33.





6. Références

Bald, J., Sinquin, A., Borja, A., Caill-Milly, N., Duclerc, B., Dang, C., de Montaudouin, X., 2009. A system dynamics model for the management of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in the Bay of Arcachon (France). Ecological Modelling, 220, 2828–2837.

Binias, C., 2013. Epizootiologie et essais de caractérisation de l'agent infectieux de la maladie du muscle marron (BMD), une pathologie émergente de la palourde japonaise, *Venerupis* (*= Ruditapes*) *philippinarum*, PhD thesis, University of Bordeaux I, France.

Bidegain, G., Juanes, J.A., 2013. Does expansion of the introduced Manila clam *Ruditapes philippinarum* cause competitive displacement of the European native clam *Ruditapes decussatus*?. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 445, 44-52.

Biseau, A., Delpech, J.-P., Coppin, F., Foucher, E., Morizur, Y., Biais, G., Caill-Milly, N., 2008. Réponse de l'Ifremer à la saisine informelle de la DPMA sur les propositions de tailles minimales. 8p.

Biseau, A., Foucher, E., Véron, G., Forest, A., Berthou, P., Fifas, S., Peronnet, I., Caill-Milly, N., Gérard, A., 2009. Fixation de la taille minimale des coquillages. Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture, Paris 75, Ref. 08-2783, 2p., 3p.

Bodoy, A., Prou, J., Berthome, J.P., 1986. Etude comparative de différents indices de condition chez l'huitre creuse (*Crassostrea gigas*). Haliotis, 15, 173-172.

Bourne, N., 1982. Distribution, reproduction, and growth of Manila clam, Tapes philippinarum (Adams and Reeves), in British Columbia. Journal of Shellfish Research, 2(1), 47-54.

Bourne, N., Adkins, B., 1985. Savary Island clam study. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1848, 69-95.

Cadrin, S.X., 2000. Advances in morphometric identification of fishery stocks. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10, 91–112.

Cadrin, S.X., Friedland, K.D., 2005. Morphometric outlines. In: Cadrin, S.X., Friedland, K.D., Waldmann, J.R. (Eds.), Stock Identification Methods: Applications in Fishery Science. Elsevier Academic Press, London, pp. 173–183.

Caill-Milly, N., De Casamajor M.-N., Lissardy M., Sanchez F., Morandeau G., 2003. Évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon - Campagne 2003. Rapport DRV/DRH, 64 pp.

Caill-Milly, N., Bru, N., Mahé, K., Borie, C., D'Amico, F., 2012. Shell shape analysis and spatial allometry patterns of Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in a mesotidal coastal lagoon. Journal of Marine Biology, 12, 1-11. doi:10.1155/2012/281206.

Caill-Milly, N., Bru, N., Barranger, M., Gallon, L., D'Amico, F., 2014. Morphological Trends of Four Manila Clam Populations (*Venerupis philippinarum*) on the French Atlantic Coast: Identified Spatial Patterns and Their Relationship to Environmental Variability. Journal of Shellfish Research, 33(2), 355-372.

Chew, K., 1989. Manila clam biology and fishery development in western North America. J.J. Manzi, M. Castagna (Eds.), Clam Mariculture in North America, Elsevier, Amsterdam, 243-261.





Cigarría, J., Fernandez, J., 1998. Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) culture in oyster bags: influence of density on survival, growth and biometric relationships. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 78, 551-560.

Clarke, L.J., Esteves, L.S., Stillman, R.A., Herbert, R. J.H., 2019. Population dynamics of a commercially harvested, non-native bivalve in an area protected for shorebirds: *Ruditapes philippinarum* in Poole Harbour, UK. Aquatic Living Resources, 32:10.

Chung, E-Y., Hur, S.B., Hur, Y-B., Lee, J.S., 2001. Gonadal maturation and artificial spawning of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae), in Komso Bay, Korea. Journal of Fisheries Science and Technology, 4(4), 208-218.

Çolakoğlu, S., Palaz, M., 2014. Some population parameters of *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia, Veneridae) on the southern coast of the Marmara Sea, Turkey. Helgoland Marine Research, 68, 539-548.

Costa, C., Aguzzi, J., Menesatti, P., Antonucci, F., Rimatori, V., Mattoccia, M., 2008. Shape analysis of different populations of clams in relation to their geographical structure. Journal of Zoology, 276, 71-80.

Dang, C., 2009. Dynamique des populations de palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans le bassin d'Arcachon, conséquences sur la gestion des populations exploitées. PhD thesis, University of Bordeaux I, France.

Dang, C., de Montaudouin, X., Gam, M., Bru, N., Paroissin, C., Caill-Milly, N., 2010, The Manila clam population in Arcachon Bay (SW France): can it be kept sustainable? Journal of Sea Research, 63, 108-118.

de Montaudouin, X. (coord), 2013. Manila clam response to environmental stress combining metals, toxic blooms and pathogens. Programme LITEAU, contrat n° L.11-6778, Rapport scientifique, 105 p.

de Montaudouin, X., Lucia, M., Binias, C., Lassudrie, M., Baudrimont, M., Legeay, A., Raymond, N., Jude Lemeilleur, F., Lambert, C., Le Goïc, N., Garabetian, F., Gonzalez, P., Hégaret, H., Lassus, P., Mehdioub, W., Bourasseau, L., Daffe, G., Paul-Pont, I., Plus, M., Do, V.T., Meisterhans, G., Mesmer-Dudons, N., Caill-Milly, N., Sanchez, F., and Soudant, P. 2016. Why is Asari (= Manila) clam *Ruditapes philippinarum* fitness poor in Arcachon Bay: a meta-analysis to answer? Estuarine Coastal Shelf Sciences, 179, 226-235.

Delgado, M., Pérez Camacho, A., 2007. Influence of temperature on gonadal development of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) with special reference to ingested food and energy balance. Aquaculture, 264(1-4), 398-407.

Devauchelle, N., 1990. Sexual development and maturity of *Tapes philippinarum*. In *Tapes philippinarum*, Biologia e Sperimentazione, E.S.A.V. (Ed.), E.S.A.V., Treviso, 49-58.

Eagar, R.M.C., 1978. Shape and function of the shell: a comparison of some living and fossil bivalve molluscs. Biological Reviews, 53, 169-210.

Eagar, R.M.C, Stone, N. M., Dickson, P. A., 1984. Correlations between shape, weight and thickness of shell in four populations of *Venerupis romboides* (Pennant). Journal of Molluscan Studies, 50, 19-38.





Emmett, R.L., Hinton, S.A., Stone, S.L., Monaco, M.E., 1991. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in west coast estuaries, Volume II: Species life history summaries. ELMR Rep. No. 8 NOAA/NOS Strategic Environmental Assessments Division, Rockville, MD.

Fan, D., Zhang, A., Yang, Z., Sun, X., 2007. Observations on shell growth and morphology of bivalve *Ruditapes philippinarum*. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 25(3), 322-329.

Gosling, E., 2003. Bivalve molluscs: Biology, Ecology and Culture. Fishing New Books, Blackwell Science, UK.

Goulletquer, P., 1997. A bibliography of the Manila clam *Tapes philippinarum*. Rapport Ifremer, RIDRV – 97.02. RA/La Tremblade.

Guillerault, N., 2017. Effets des mesures de gestion halieutique sur la conservation d'une espèce vulnérable : le brochet (*Esox lucius*). PhD thesis, University of Toulouse 3 Paul Sabatier, 153 p.

France.Hamai, I., 1935. A study of one case in which environmental conditions produce different types in *Meretrix meretrix* (L.). Science Reports of Tôhoku University (Biology), 10, 485-498.

Holland, D.A., Chew, K.K., 1974. Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington. Proceedings of the National Shellfish Association, 64, 53-58.

Humphreys, J., Caldow, R. W.G., McGrorty, S., West, A.D., Jensen, A.C., 2007. Population dynamics of naturalised Manila clams *Ruditapes philippinarum* in British coastal waters. Marine Biology, 151, 2255-2270.

Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y., Jinnai, Y., 2001. Larval recruitment of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Ariake Sound. Southern Japanese Journal of Fisheries Sciences, 67, 579-591.

Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E. S., Arlinghaus, R., Boukal, D. S., Brander, K., Ernande, B., Gårdmark, A. G., Johnston, F., Matsumura, S., Pardoe, H., Raab, K., Silva, A., Vainikka, A., Dieckmann,

U., Heino, M., Rijnsdorp, A. D., 2007. Managing Evolving Fish Stocks. Science, 318(5854), 1247-1248. doi: 10.1126/science.1148089

Kakino, J., 1996. Relationship between growth of Japanese little neck clam *Ruditapes philippinarum* and current velocity on Banzu tidal flat, Tokyo Bay. Bulletin of Chiba Prefectural Fisheries Experimental Station (in Japanese, with English Abstract).

Katsanevakis, S., Thessalou-Legaki, M., Karlou-Riga, C., Lefaditou, E., Dimitriou, E. Verriopoulos, G., 2007. Information-theory approach to allometric growth of marine organisms, Marine Biology, 151, 3, 949-959.

Laurec, A., Le Guen, J.C., 1981. Dynamique des population marines exploitées. Publication CNEXO Rapport Scientific et Technologic, 45, 1-111.

Le Pennec, M., Benninger, P.G., 2000. Reproductive characteristics and strategies of reducingsystem bivalves. Comparative Biochemistry and Physiology, 126, 1-16.

Le Treut, Y., 1986. La palourde. Anatomie - Biologie - Elevage - Pêche - Consommation -Inspection sanitaire. PhD thesis, Ecole Nationale Vétérinaire, University of Nantes, France.

Maitre-Allain, T., 1982. Influence du milieu sur la croissance de deux palourdes, *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum*, dans l'étang de Thau (Hérault). Vie Marine, 4, 11–20.





Márquez, F., Robledo, J., Escati Peñaloza, G., Van der Molen, S., 2010. Use of different geometric morphometrics tools for the discrimination of phenotypic stocks of the striped clam *Ameghinomya antiqua* (Veneridae) in north Patagonia, Argentina. Fisheries Research, 101 (1–2), 127–131.

MEDAC, 2019. MEDAC opinion on the discard management plan for Venus clam *Chamelea gallinea* (Art. 15 EU Reg. 1380/2013). Ref: 71/201986 pp.

Miyawaki, D., Sekiguchi, H., 1999. Interannual variation of Bivalve Populations on Temperate Tidal Flats. Fisheries Science, 65(6), 817-829.

Moura, P., Vasconcelos, P., Pereira, F., Chainho, P., Lino Costa, J., Gaspar, M., 2018. Reproductive cycle of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*): an intensively harvested invasive species in the Tagus Estuary (Portugal). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 98(7), 1645-1657.

Nakamura, Y., Hagino, M., Hiwatari, T., Iijima, A., Kohata, K., Furota, T., 2002. Growth of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* in Sanbanse, the shallow coastal area in Tokyo Bay. Fisheries Science, 68, 1309–1316.

Ohba, S., 1956. Effect of population density on mortality and growth in an experimental culture of bivalve, *Venerupis semidecussata*. Biological Journal of Okayama University, 112, 169-173.

Ohba, S., 1959. Ecological studies in the natural population of a clam, *Tapes japonica*, with special reference to seasonal variations in the size and structure of the population and to individual growth. Biological Journal Okayama University, 5(1-2), 13-42.

Ponurovskii, S.K., 2008. Population Structure and Growth of the Japanese Littleneck Clam *Ruditapes philippinarum* in Amursky Bay, Sea of Japan. Russian Journal of Marine Biology, 34,5, 329-332.

Ponurovsky, S.K., Yakovlev, Y.M., 1992. The reproductive biology of the japanese littleneck, *Tapes philippinarum* (A. Adams and Reeve, 1850) (Bivalvia: Veneridae). Journal of Shellfish Research, 11, 265-277.

Robert, R., Deltreil, J.P., 1990. Elevage de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans le bassin d'Arcachon. Bilan des dix dernières années et perspectives de développement. Rapport RIDRV-90-40 RA/Arcachon, 21 p.

Robert, R., G. Trut and J. L. Laborde, 1993. Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in the Bay of Arcachon, France. Marine Biology, 116, 291-299.

Robinson, A.M., Breese, W.P., 1984. Gonadal development and hatchery rearing techniques for the Manila clam, *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve). Journal of Shellfish Research, 4, 161-163.

Sanchez, F., Caill-Milly, N., Lissardy, M., Bru, N., 2014. Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon - Année 2014. Rapport Ifremer RBE/HGS/LRHA, 48 p.

Sanchez, F., Caill-Milly, N., Lissardy, M., 2018. Campagne d'évaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon - Année 2018. Rapport Ifremer R.ODE/LITTORAL/LER AR 18.015, 61 p.

Solidoro, C., Melaku Canu D., Rossi, R., 2003. Ecological and economic considerations on fishing and rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice, Ecological Modelling, Volume 170, Issues 2–3, 303-318. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00235-7.





Toba, M., Miyama, Y., 1995. Influence of temperature on the sexual maturation in Manila clam *Ruditapes philippinarum*. Suisanzoshoku, 43, 305-314.

Toba, M., 1987. *Ruditapes philippinarum*: growth of larvae and juveniles artificially fertilized. Bulletin of Chiba Prefecture Fishery Experimental Station, 45, 41–48.

Urrutia, M.B., Ibarrola, I., Iglesias, J.I.P., Navarro, E., 1999. Energetics of growth and reproduction in a high-tidal population of the clam *Ruditapes decussatus* from Urdaibai Estuary (Basque Country, N. Spain). Journal of Sea Research, 42(1), 35–48.

Uzaki, N., Kai, M., Aoyama, H., Suzuki, T., 2003. Changes in mortality rate and glycogen content of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* during the development of oxygen- deficient waters. Fisheries Science, 69, 936-943. doi:10.1046/j.1444-2906.2003.00710.x

Watanabe, S., Katayama, S., 2010. Relationships among shell shape, shell growth rate, and nutritional condition in the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in Japan. Journal of Shellfish Research, 29(2), 353-359.

Williams, J.G., 1980. The influences of adults on the settlement of spat of the clam, *Tapes japonica*. Journal of Marine Research, 38, 729-739.

Yamamoto, K., Iwata, F., 1956. Studies on the bivalve, *Venerupis japonica*, in Akkeshi Lake II. Growth rate and biological minimum size. Bulletin of the Hokkaido Regional Fisheries Research Laboratory, 14, 57–62.





7. Annexes

Annexe 1.

Principales connaissances sur la reproduction de la palourde intra-bassin

Les travaux conduits par Dang *et al.* (2010) s'appuient sur un suivi mensuel conduit pendant 2 ans (novembre 2005 à novembre 2007) sur quatre sites (« lle aux oiseaux », « Andernos », « Lanton » et « Gujan » – Fig. A). Chaque mois, 30 palourdes ont été prélevées. Pour chacune d'elle, des mesures biométriques (longueur, hauteur et épaisseur) et physiologiques (Indice de condition (IC), stade de développement des gonades...) ont été relevés et déterminés.

L'indice de condition est une indication sur l'état physiologique général de la palourde obtenu par le rapport de poids sec de chair (mg) sur le poids sec de coquille (g), les poids secs provenant d'un passage de 48h à l'étuve (60°C). Le stade de développement des gonades est déterminé en écrasant les gonades entre deux plaques de verre. L'état de maturation est ensuite observé à la loupe binoculaire par diascopie selon l'échelle de Lucas (1965) (Tableau A).



Tableau A : Echelle utilisée pour estimer l'état de maturation des gonades de palourde intra-bassin (Lucas, 1965)

Stade	Descriptif
А	Gonade non développée, stade
	non déterminable
В	Gonade en début de
	développement constaté, la
	gonade commence à avoir une
	couleur blanchâtre
С	Palourde prête à pondre, la
	gonade est blanche et gonflée
D	Ponte passée, la gonade est
	flasque et ridée

Figure A : Localisation des sites retenus pour l'étude de la reproduction intra-bassin (Dang *et al.*, 2010).

La maturation (stade B) débute à partir du mois de mars (Fig. B), quand les températures du sédiment commencent à devenir plus élevées (à partir de 10°C). Le sexe est bien déterminé quand les palourdes sont en stade C, c'est-à-dire à partir d'avril à « Andernos » et de mai pour « Gujan », « Lanton » et « l'Ile aux Oiseaux ». Le passage du stade C au stade D indique la période de ponte





qui est confirmée par l'analyse de l'indice de condition (Fig. C). L'amplitude de variation de l'IC peut être considérée comme un indicateur de l'intensité de la ponte. Sur les deux années observées, elle semble faible au regard d'autres sites français (Rade de Brest, golfe du Morbihan)⁹.





Figure B : Stade de reproduction des palourdes au cours du temps.



Dans le bassin d'Arcachon, les périodes de fraie ont fluctué selon le site et les années avec un délai d'un mois entre « Lanton », la station la plus interne du bassin et les trois autres. Le nombre de pontes observées a varié entre les sites et les années : deux fois en 2006 et une fois en 2007 à « Andernos », une fois à « Lanton » en 2006 et 2007, deux fois à « l'Ile aux Oiseaux » et une fois à « Gujan » en 2006. Ces travaux n'ont par ailleurs pas relevé de différence de chronologie du frai entre les mâles et les femelles.

Cette étude a mis en évidence la variabilité spatiale et temporelle des épisodes de pontes à l'échelle kilométrique dans le bassin d'Arcachon.

Une étude antérieure sur trois sites intra-bassin avait identifié un seul épisode de frai en 1990 (Robert *et al.*, 1993).

⁹ A noter qu'en 2014, un nombre très important de juvéniles de palourde a été observé lors de la campagne d'évaluation. Parmi les hypothèses, des conditions favorables au moment de la reproduction ont été avancées (Sanchez et al., 2014).





Annexe 2.

Evolution de la production issue d'une cohorte fictive de 1 000 palourdes de longueur initiale de 30 mm par enclos et selon deux méthodes (méthode 1, application d'un pourcentage de mortalité mensuel dépendant de la classe de taille et commun à l'ensemble des enclos ; méthode 2, application du coefficient de mortalité Z2 pour la classe de taille 20-40 mm et spécifique à chaque enclos).

























































Annexe 3.

Illustration de sorties du modèle de simulation développé sous Vensim© en fonction de différents scénarii faisant intervenir des paramètres liés à l'exploitation ou environnementaux)



Caill-Milly, 2012 PhD Thesis Caill-Milly et al. in prep. Natural Resource Management





Annexe 4.

Informations relatives au poids frais individuel moyen de la palourde japonaise (à partir de données de la campagne palourde 2003 et de la bibliographie)

Campagne	2003 – Mesures indiv	viduelles sur	Informations issues de la bibliographie
	palourdes formolées	5	
Longueur	Poids moyen (g)	Nombre de	
(mm)	+ écartype	palourdes	
30	7,4 (1,27)	369	
31	8,1 (1,47)	353	
32	8,9 (1,67)	329	
33	9,9 (1,74)	282	
34	10,5 (1,79)	258	$L moy = 33-35 mm^{\circ}$
35	11,5 (2,13)	189	P moy = 9-12 g
36	12,8 (2,17)	141	
37	14,2 (2,79)	100	
38	14,8 (2,55)	70	$L moy = 36-40 mm^{\circ}$
39	16,5 (3,03)	48	P moy = 13-17 g
40	17,4 (3,65)	27	
41	20,0 (3,64)	7	
40	20 8 (2 60)	10	L moy = 42-43 mm ^c
42	20,8 (5,60)	10	P moy = 19-20 g
42	21 6 (4 95)	10	L moy = 43-44 mm ^d
43	21,0 (4,03)	10	P moy = 20-21 g
44	24,9 (6,34)	7	
L ≥ 32 mm	11,4 (3,4)	1478	
L ≥ 35 mm	13,8 (3,7)	609	

^a Source : Robert et Deltreil, 1990 – Juvéniles (taille initiale 10 mm-20 mm ou T5-T10) issus de semis de professionnels, semés en mars 1989 et suivis jusqu'en juin 1990.

^b Source : Robert *et al.* (1993) – Juvéniles (taille initiale 10 mm ou T5) issus d'écloserie semés sur des parcs expérimentaux aux Jacquets et au Ferret (site océanique) en mars 1989 et suivi jusqu'en 1991 (densité semée de 250 indiv.m⁻²)

^c Source : Robert et Deltreil, 1990 – Juvéniles (taille initiale 10 mm) issus d'écloserie semés sur des parcs expérimentaux aux Jacquets en mars 1985 et suivi jusqu'en février 1986 (densité semée de 250 indiv.m⁻²)

^d Source : Robert et Deltreil, 1990 - Juvéniles (taille initiale 14 mm ou T8) issus d'écloserie semés sur des parcs expérimentaux au Jacquets en mars 1985 et suivi jusqu'en février 1986 (densité semée de 160 indiv.m⁻²).

