

EVALUATION DU STOCK DE CREVETTES PENEIDES DE GUYANE ET RECOMMANDATIONS DE GESTION POUR 2018

Janvier 2018

**Rapport préparé par Morgana Tagliarolo¹ et Loïc Baulier³
Relecture; Alain Biseau², Fabian Blanchard¹**

1 Unité BioDivHal, Ifremer Guyane

2 Coordination des expertises halieutiques, Ifremer Lorient

3 Laboratoire LTBH, Ifremer Lorient

Les experts ayant réalisé l'expertise ont certifié l'absence de lien d'intérêts avec le demandeur et le sujet de l'expertise.

Résumé

L'évaluation du stock de crevettes café (*Penaeus subtilis*) de Guyane a été réalisée à partir des données de débarquement par catégories commerciales des chalutiers guyanais, à l'aide d'un modèle structuré en âge (VPA) paramétré séparément pour les mâles et les femelles. Ce modèle a permis de reconstituer les séries des effectifs et mortalités par pêche mensuels aux âges depuis 1989 jusqu'au mois de juin 2017. L'application d'un modèle de rendement par recrue a ensuite permis de poser un diagnostic sur le niveau d'exploitation des deux composantes du stock.

La biomasse de ce stock a fortement diminué au milieu des années 2000, et continue de baisser plus légèrement dans les années récentes.

Malgré la baisse des captures, la mortalité moyenne annuelle est estimée en hausse depuis 2010 (+20%), avec des fluctuations intra- et interannuelles plus importantes qu'auparavant. La baisse, légère mais continue, de la biomasse montre que la pression de pêche actuelle est un peu trop élevée.

Par ailleurs, l'analyse de rendement par recrue montre une légère surexploitation de croissance en ce qui concerne les mâles, tandis que les femelles sont estimées exploitées à un niveau voisin de celui permettant de tirer le maximum du stock (F_{max}), à recrutement constant.

Les captures actuelles (458 tonnes en 2017 pour les deux espèces *P. subtilis* et *P. brasiliensis*) sont largement inférieures à la valeur du TAC (1500 tonnes) qui, s'il avait été atteint, aurait entraîné une surpêche marquée. Le déterminisme exact du recrutement (qui reste à des niveaux bas depuis 2007) restant inconnu il n'est pas possible, en l'état actuel des connaissances, de prévoir dans quelle direction il va évoluer (et donc d'estimer la biomasse disponible) dans les années à venir. Néanmoins, en partant de l'hypothèse d'un recrutement constant au niveau récent et donc une biomasse exploitable de l'ordre de 2000 tonnes, alors l'application d'un taux d'exploitation de 25% (légère diminution par rapport aux taux récents) conduirait à des captures maximales de 500 tonnes de *P. subtilis*.

Il est à noter que ce diagnostic repose sur l'hypothèse que le stock du plateau guyanais de crevette café constitue une entité isolée. L'appréhension du stock guyanais en tant que composante d'un stock plus grand s'étendant de la Guyane au nord du Brésil pourrait conduire à une modification du diagnostic. Les données manquent pour lever cette hypothèse.

Par ailleurs, il serait possible d'améliorer la qualité du diagnostic actuel du stock de *P. subtilis*, notamment par la prise en compte d'un indice d'abondance dans l'analyse.

1. Diagnostic

1.1. Méthodologie - Données

Les captures de crevettes pénéides de Guyane sont constituées de deux espèces appartenant au même genre, *Penaeus subtilis* et *Penaeus brasiliensis*. Ces espèces ne sont pas distinguées dans les débarquements, excepté au cours des échantillonnages effectués par l'Ifremer dans les unités de conditionnement des usiniers.

Comme les années précédentes, seul le stock de *P. subtilis* a été évalué. En effet, seuls des adultes âgés de *P. brasiliensis* sont accessibles aux crevettiers guyanais, ce qui empêche l'application d'un modèle structuré à ce stock.

Un modèle de dynamique de population structuré en âge (analyse de cohortes, VPA) a été utilisé, appliqué séparément aux mâles et aux femelles en raison de dynamiques de croissance distinctes des deux sexes (détails de la configuration et des paramètres utilisés en annexe). L'ajustement du modèle aux données se fait à partir du mois de juillet 1989 jusqu'au mois de juin 2017. Les estimations ne sont pas réalisées au-delà de cette date car, comme pour tout modèle de dynamique de population, en l'absence d'un indice d'abondance (ou de rendements) qui permettrait de calibrer l'analyse, ceci nécessiterait de faire une hypothèse importante sur la mortalité par pêche subie par les cohortes encore présentes dans le stock à la date de l'évaluation. Elle concerne le lien entre la mortalité par pêche F et l'effort de pêche nominal. Or, les données concernant l'effort de pêche nominal, disponibles aujourd'hui, ne sont pas considérées comme fiables.

Le modèle analyse les compositions en âge mensuelles, par sexe, des captures. Les estimations, pour chaque sexe, issues du modèle sont ensuite combinées (somme des effectifs/biomasses, moyenne des mortalités) et permettent de reconstituer l'historique des effectifs et des mortalités par pêche.

Ces structures en âge proviennent :

- des données de débarquements par catégorie de taille: de telles données n'étant pas saisies dans les logbooks actuels, elles proviennent des déclarations volontaires des armateurs et usiniers présents en Guyane. Pour l'année 2017 toutes les données ont pu être collectées auprès des armateurs ou des usiniers,

- des échantillonnages réalisés sur une marée, chaque mois, dans une unité de conditionnement de l'un des usiniers, au cours desquels sont estimées les proportions des deux espèces de *Penaeus*, la part des mâles et des femelles, ainsi que la structure en taille au sein des différentes catégories commerciales. La composition de ces échantillons est ensuite extrapolée à l'ensemble des débarquements pour la période considérée. L'échantillonnage de marées effectuées en décembre 2017 n'ayant pas été réalisé à la date de l'analyse, les données de décembre 2016 ont été utilisées,

- de la transformation de ces structures en taille, par sexe, en structures en âge en utilisant les paramètres de croissance préalablement estimés (Vendeville et al. 2008).

Des tests de sensibilité avaient été conduits l'an dernier (Baulier et al., 2017). Les résultats montraient que l'influence de la prise en compte de la stratégie de pêche sur la biomasse estimée était mineure. Pour cette raison, la présente analyse utilise le scénario de référence avec une mortalité naturelle de 0.16 et une mortalité par pêche (F) terminale de 0.3.

L'analyse de rendement par recrue (Beverton et Holt) est effectuée sur une cohorte moyenne estimée par le modèle sur la période récente (cohortes mensuelles de 2014-2016) et estime l'évolution des captures en fonction de différents niveaux de mortalité par pêche, avec l'hypothèse d'un recrutement et d'un diagramme d'exploitation (sélectivité) constants.

Enfin, les résultats du modèle en âge ont été comparés avec ceux issus d'une analyse exploratoire utilisant un modèle structuré en taille "Stock Synthesis 3" (SS3).

1.2. Historique de la pêcherie

Depuis le début des années 1990, la pêcherie de crevettes de Guyane montre clairement trois périodes bien distinctes (Fig. 1):

- la période antérieure à 2007 au cours de laquelle le nombre de chalutiers crevettiers en activité était élevé (une soixantaine) avec des débarquements élevés et relativement stables, autour de 3000 tonnes, bien qu'en baisse, du fait d'une réduction de l'effort de pêche (liée à des questions de rentabilité économique) en fin de période,

- la période 2007-2012 au cours de laquelle le nombre de chalutiers crevettiers en activité a fortement diminué avec des débarquements qui sont tombés au-dessous de 1000 tonnes,

- la période récente, depuis 2012 avec un effort de pêche très réduit mais relativement stable et des débarquements qui fluctuent autour de 600 tonnes. En 2017, seuls 13 navires étaient en activité, débarquant 458 tonnes de *Penaeus spp.*

Cette baisse des débarquements s'explique par une forte réduction de l'effort de pêche moyen par navire, doublée d'une forte baisse du nombre de navires, et par une très forte diminution de la biomasse disponible.

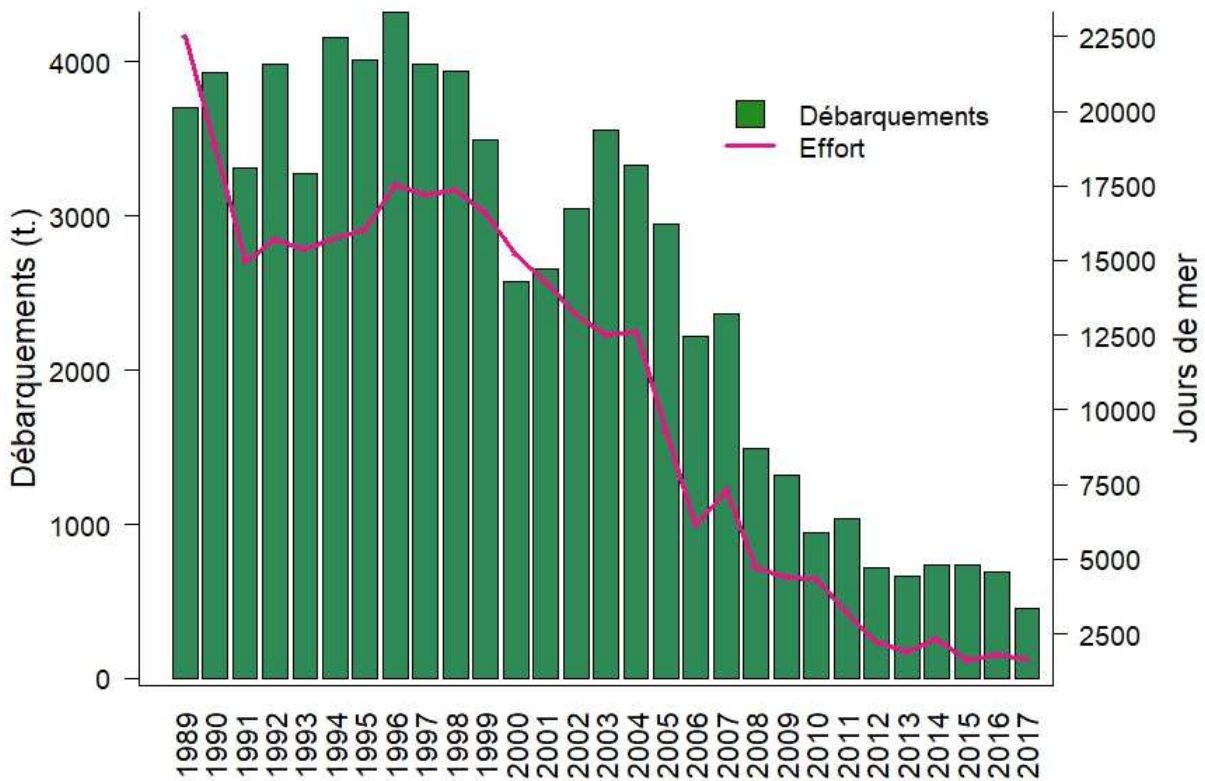


Fig. 1. Evolution des débarquements de crevettes pénéides *Penaeus spp.* et des jours de mer de la flotte crevettière guyanaise.

Les débarquements mensuels de *Penaeus spp.* présentent des fluctuations saisonnières importantes (Fig. 2.a.) liées à la saisonnalité du recrutement et, dans les années récentes, à de fortes variations dans la distribution mensuelle de l'effort de pêche.

La taille moyenne des individus de *P. subtilis*, après avoir connu une décroissance jusqu'au début des années 2000 suivie d'une remontée, semble être stable depuis 2008 (Fig. 2.b).

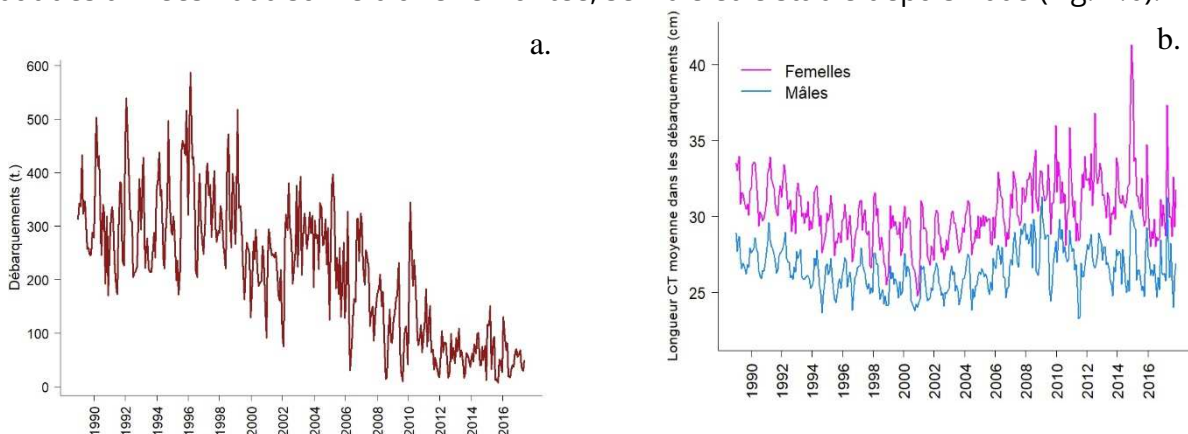


Fig. 2. a. Historique des débarquements mensuels de *Penaeus spp.* b. Longueur céphalothoracique moyenne des *P. subtilis* débarquées pour chacun des sexes.

Les fluctuations plus importantes dans les années récentes peuvent être dues à des modifications de la distribution spatiale de la pêcherie.

1.3 Résultats

L'analyse de cohortes réalisée montre une augmentation récente de la mortalité par pêche moyenne annuelle (+20% depuis 2010) après une baisse globale au cours des années 2000 (Fig. 3.a). Les mortalités par pêche mensuelles montrent des fluctuations plus importantes dans les années récentes, ce qui rend compte d'une exploitation très différente d'un mois sur l'autre et de la variabilité du recrutement. Les mortalités par pêche mensuelles les plus élevées sont à rapprocher de faibles niveaux de biomasse (moyenne mensuelle de 150 tonnes entre juillet 2015 et juin 2016, à comparer à 225 tonnes entre juillet 2010 et juin 2015). La biomasse la plus faible a été atteinte en août 2015, avec 60 tonnes (Fig. 3.b).

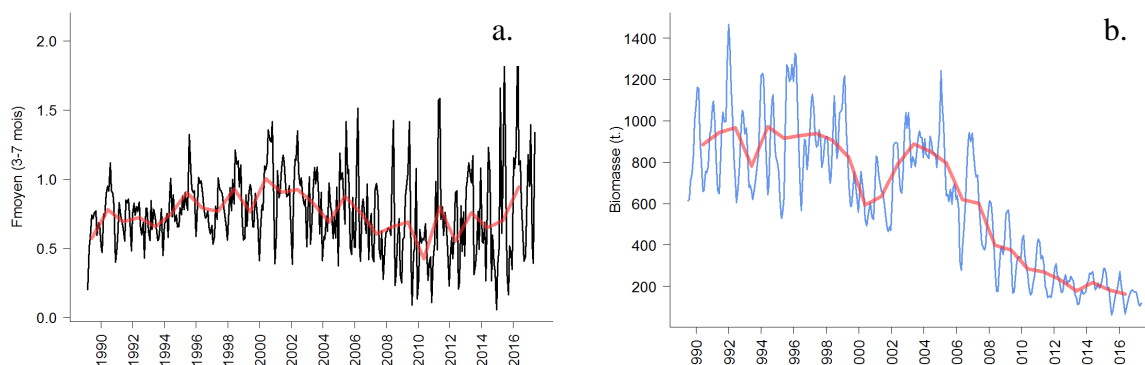


Fig. 3. a. Mortalité par pêche moyenne entre les âges 3 et 7 mois. b. Evolution mensuelle de biomasse de *P. subtilis*. La ligne rouge en transparence représente la moyenne annuelle.

Les recrutements mensuels (arrivée dans la pêcherie des petites crevettes) sont très variables (maximum à la fin de la saison sèche – début de la saison des pluies). L'analyse montre cependant une stabilité globale du recrutement jusqu'en 2006, puis une forte baisse et à nouveau une relative stabilité dans les années récentes, mais à un niveau beaucoup (environ 4 fois) plus faible.

La biomasse totale a été divisée par 5 entre 2003 et 2016; si la chute a été brutale entre 2003 et 2010, la biomasse continue de baisser depuis: -12.6% entre les moyennes 2013-2014 et 2015-2016 pour la biomasse totale et -17.7% pour la biomasse féconde.

La figure 4 montre que la chute de la biomasse en 2003-2004 est consécutive à celle du recrutement et non l'inverse; en effet de 2007 à 2010 la biomasse féconde reste relativement élevée mais le recrutement est très faible. La cause de cette réduction du recrutement reste inconnue. Une des hypothèses probables est que le transport des œufs et larves en provenance des eaux du nord Brésil est, depuis 2007, contrarié par une modification du régime de courants (Magraoui et al., 2014). D'autres facteurs ont également connu une modification sur la période étudiée (Lampert 2013 ; Magraoui et al., 2014), tels que la température de surface, le débit des fleuves, la production primaire. Des études récentes ont souligné la forte influence des paramètres environnementaux tels que la température et la présence d'habitat de mangrove sur les stocks de crevettes (Sanz et al. 2017).

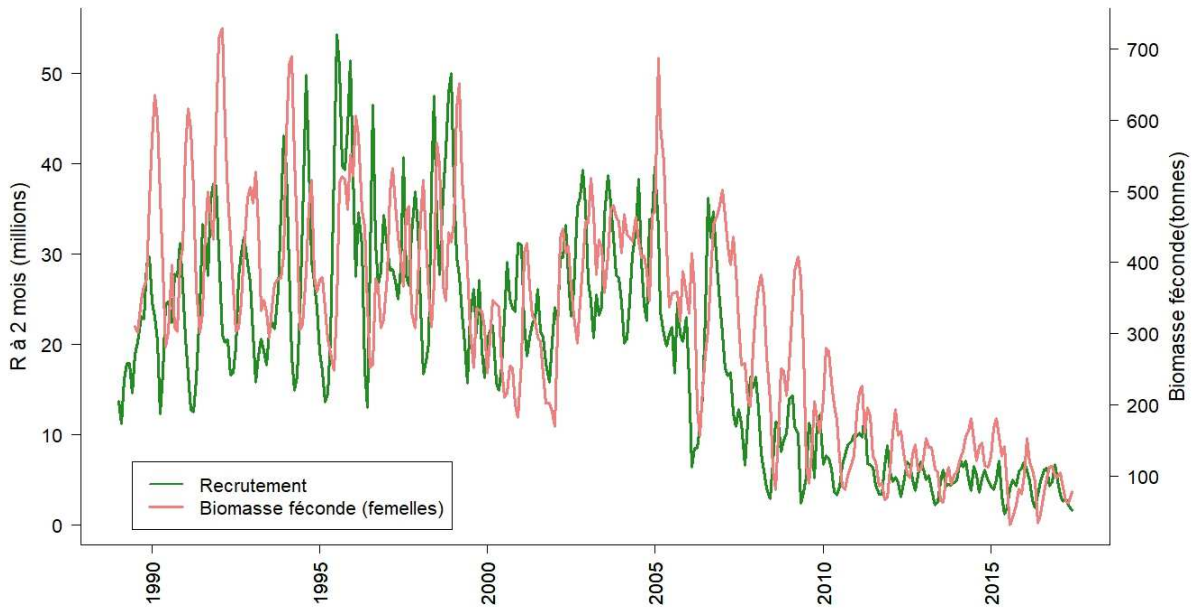


Fig. 4. Séries de recrutement à 2 mois et de biomasse de femelles fécondes de *P. subtilis*, reconstituées par VPA.

L'observation de la figure 5 peut faire conclure à l'existence d'une relation stock-recrutement. Mais comme la figure 4, elle montre que des recrutements faibles ont eu lieu depuis juin 2007, même à des niveaux de biomasse féconde relativement élevés. La relation entre biomasse féconde et recrutement est donc très différente entre les deux périodes (avant et après 2007). Le recrutement moyen mensuel est d'environ 26.4 millions d'individus avant 2007 contre 6.7 millions d'individus entre 2007 et 2017. Le régime moyen de recrutement a donc été divisé par 4 entre les deux périodes.

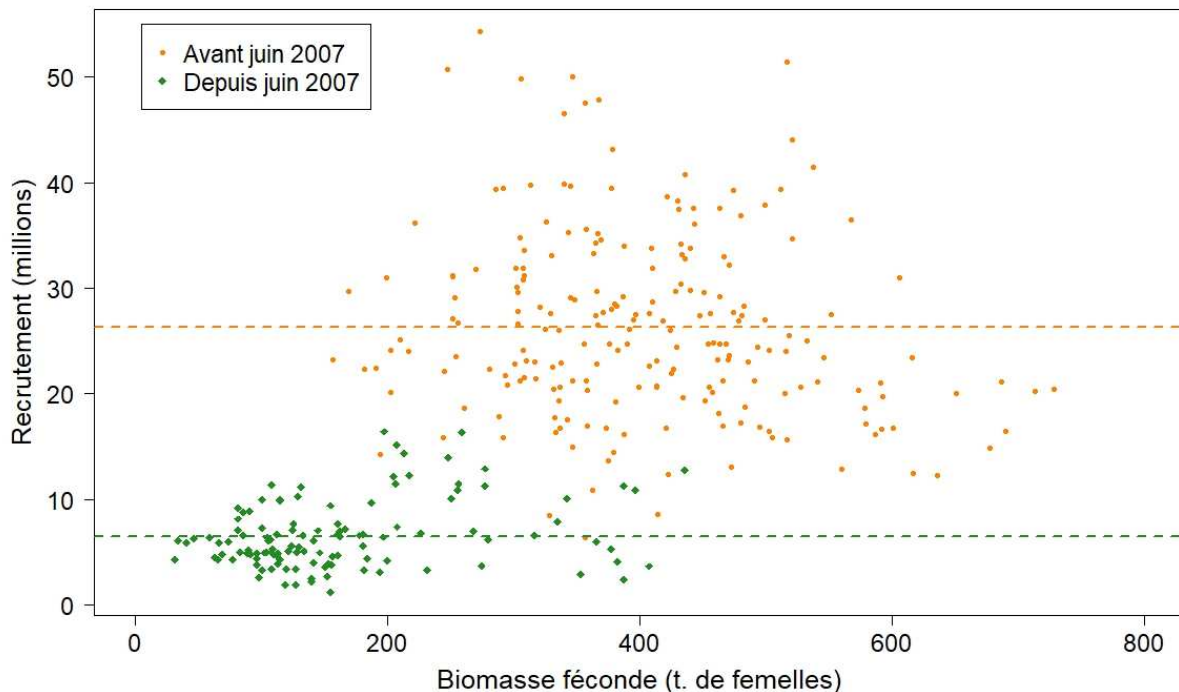


Fig. 5. Relation entre biomasse féconde et recrutement à 2 mois de *P. subtilis*. Les lignes horizontales de tirets indiquent le recrutement moyen pour les deux périodes, avant et depuis juin 2007.

La baisse de la biomasse serait donc davantage la conséquence d'un « regime shift » qu'une conséquence de l'exploitation. Pour autant, si le changement de régime, survenu au milieu de l'année 2007, peut expliquer la chute de la biomasse au milieu des années 2000, la diminution, certes moindre, de la biomasse dans les années récentes ne peut s'expliquer par une variation du recrutement, qui reste relativement stable, mais bien par une augmentation de la mortalité par pêche.

Un autre indicateur utilisé pour décrire la pression de la pêche est le « harvest ratio ». Cet indicateur représente le simple rapport entre la quantité pêchée et la biomasse estimée du stock (Fig. 6). Ce taux d'exploitation était en moyenne de 34.8% sur la période 1994-2001 et de 27.6% sur la période récente 2008-2016, avec des fluctuations interannuelles plus importantes que par le passé. Il faut noter que cet indicateur, à la différence de la mortalité par pêche, ne montre pas la diminution de 2010 ni l'augmentation récente estimée par la mortalité par pêche. Ceci est probablement dû au fait que le harvest ratio est calculé sur la base de tonnages tandis que les mortalités par pêche sont basées sur des nombres d'individus et intègre donc une relation taille-poids ; une légère diminution des tailles au débarquement est constatée depuis 2010 (Fig. 2.b), ce qui peut expliquer cette différence.

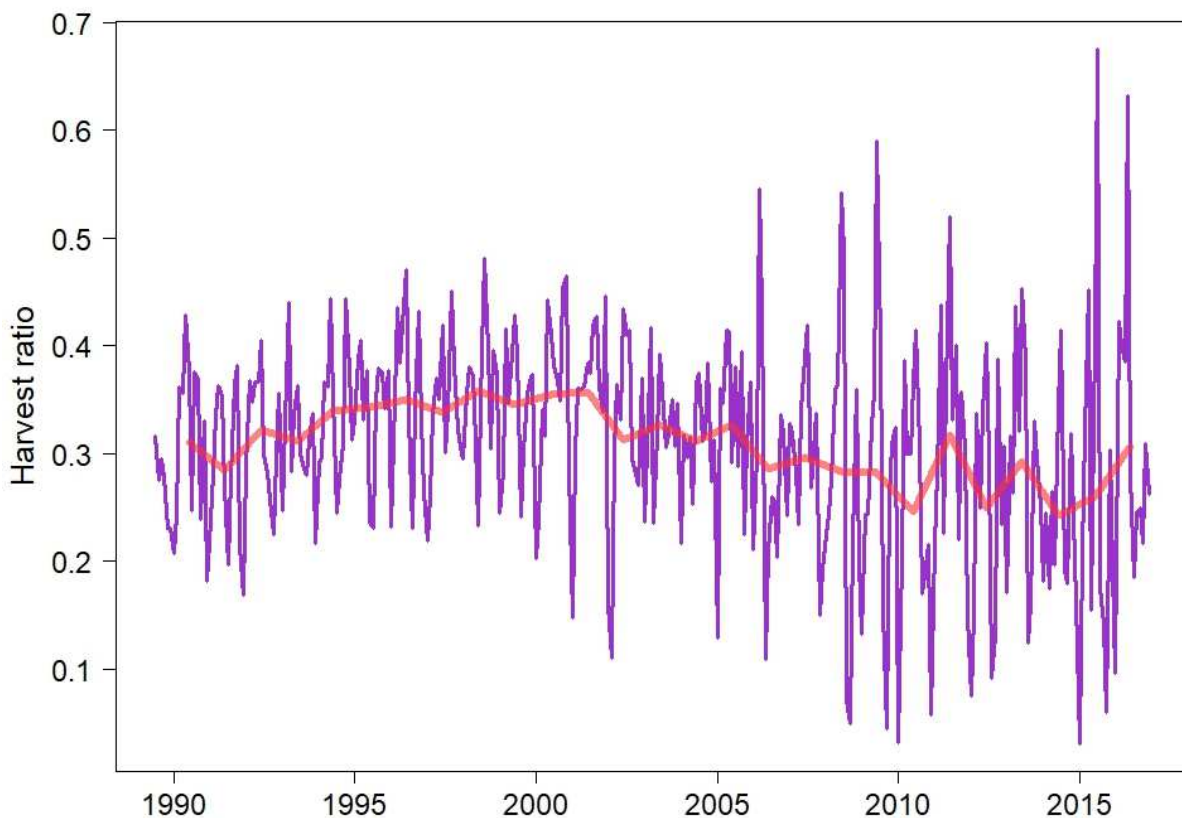


Fig. 6. « Harvest ratio » : rapport entre la biomasse prélevée et la biomasse du stock de *P. subtilis*. La ligne rouge en transparence représente la moyenne annuelle.

L'examen des résultats d'une analyse de rendement par recrue permet d'estimer l'écart entre la mortalité par pêche subie par un stock et la mortalité par pêche qui permettrait un rendement maximum.

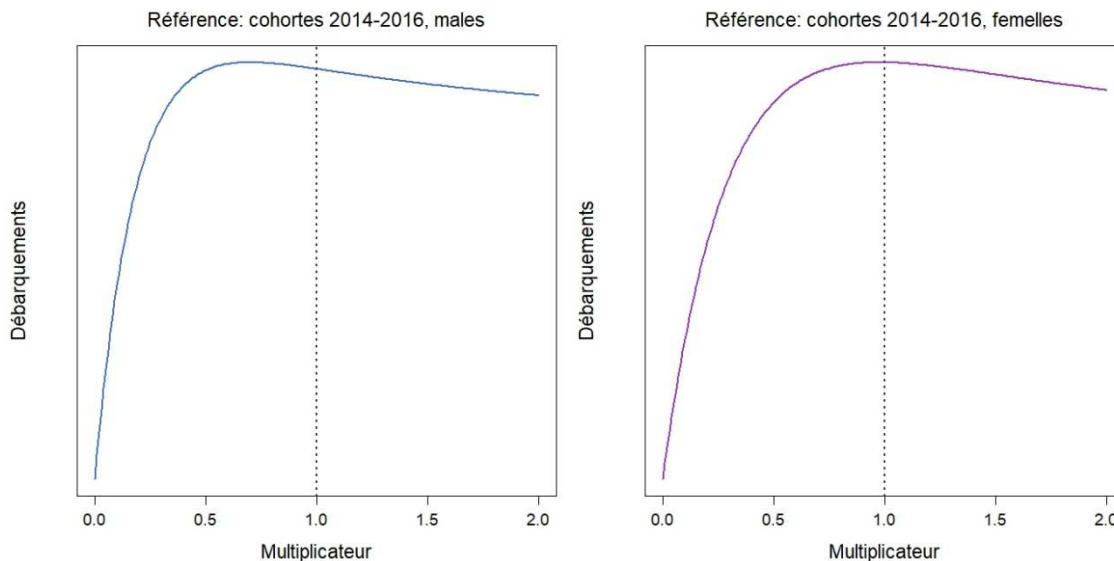


Fig. 7. Rendements par recrue pour les mâles et femelles *P. subtilis*, calculés en utilisant le diagramme d'exploitation moyen pour les cohortes nées entre 2014 et 2016 (en abscisse: multiplicateur de mortalité par pêche; la valeur 1 indiquant la mortalité actuelle)

Cette analyse montre que, dans les années récentes, les femelles sont exploitées à un niveau compatible avec le rendement maximum par recrue, tandis que l'on note une légère surexploitation de croissance pour les mâles (Fig. 7).

Toutefois, l'interprétation des résultats de l'analyse des rendements par recrue comme une indication d'une surexploitation de croissance est à apprécier au regard des contraintes du modèle utilisé. En l'absence d'information précise sur les mouvements de crevettes au cours de leur développement, une mortalité naturelle identique a été appliquée à tous les âges. Ces crevettes se déplaçant progressivement vers le large au cours de leur vie, les individus les plus âgés peuvent dépasser les zones les plus aux large fréquentées par les chalutiers guyanais et donc sortir du stock exploité. Dans les sorties du modèle d'analyse de cohortes, cela se traduit par une surestimation de la mortalité par pêche aux derniers âges modélisés; le diagramme d'exploitation qui en découle a alors tendance à accentuer l'impression de surexploitation montrée par l'analyse de rendement par recrue.

En conclusion, le stock demeure dans une phase de faible productivité, mais sa biomasse continue de baisser :

- le recrutement a chuté entre 2005 et 2008 et est à un niveau très bas, mais relativement stable,
- la chute de la biomasse observée à la fin des années 2000 est probablement plus la conséquence d'un changement de régime environnemental que de la pêche,
- la mortalité par pêche est en augmentation depuis 2010.

La conséquence d'une mortalité par pêche en hausse et d'un recrutement constant est que la biomasse continue de baisser, plus légèrement qu'après la chute du recrutement, mais en baisse tout de même.

1.4 Discussion

Identité du stock

La question de la délimitation et de l'unicité du stock se pose toujours. Le rapport de la FAO «Bioeconomics of shrimp and groundfish fisheries of the Brazil-Guianas Shelf» (Seijo et al, 2015) indique «the overall conclusion is that probably North Brazil and French Guyana are sharing the same stock». Se pose également la question d'une gestion commune d'une ressource constituée de deux espèces possédant une dynamique propre, sur la base de l'évaluation d'une seule de ces espèces.

L'hypothèse selon laquelle les œufs et larves viendraient en grande partie des eaux du Nord Brésil (Lampert, 2011) rend délicate l'application d'un modèle de dynamique de population à l'échelle du seul plateau guyanais puisque, si cette hypothèse était vérifiée, une partie essentielle de la dynamique (reproduction) se situerait à l'extérieur de cette zone à partir de géniteurs non impactés directement par l'exploitation guyanaise. Cela souligne la nécessité de traiter les résultats des évaluations actuelles avec précaution.

Un programme en cours (CAFEDIGEST : Diversité et Structure Génétiques de la Crevette Café sur la Côte des Guyanes), financé par le programme politique de site de l'Ifremer, a pour objectif de déterminer la fréquence d'occurrence de l'espèce *P. isabellae*, difficilement distinguable sur la base de seuls critères morphologiques et non séparée dans les débarquements en Guyane, information cruciale pour l'évaluation du stock. Ce projet impliquant des collaborations internationales doit en outre constituer un premier pas vers l'estimation des degrés d'isolement génétique des différents stocks de *P. subtilis* exploités le long de la côte des Guyanes dans l'objectif d'une évaluation et d'une gestion plus pertinente de la ressource.

Pertinence du modèle

Comme pour tous les crustacés, l'utilisation de modèles d'analyse de cohorte se heurte aux incertitudes liées à l'estimation de la croissance individuelle. C'est vrai pour les modèles structurés en âge, comme celui utilisé ici, mais également pour les modèles utilisant les structures en longueur, puisque, dans ce cas, des paramètres de croissance doivent être injectés/estimés.

La principale source d'incertitude dans le cas des crevettes pénéides guyanaises ne repose pas tant sur le modèle utilisé que sur les données disponibles. En effet, l'absence de séries d'indice d'abondance (ou de CPUE) ne permet pas de calibrer le modèle et nécessite donc des hypothèses sur la mortalité des dernières années, ce qui rend l'estimation de la situation récente très délicate. L'utilisation d'un autre modèle ne permet pas de s'affranchir de cette difficulté.

Ainsi, l'utilisation du modèle « Stock Synthesis 3 » n'a pas apporté d'amélioration notable à la qualité du diagnostic. En effet, la série d'indices d'abondances (LPUE mensuelles) injectée dans le modèle ne permet pas de contraindre l'ajustement de ce modèle. En conséquence, les estimations sont fortement dépendantes des hypothèses que ce cadre de modélisation flexible permet d'intégrer (par exemple sur la sélectivité, la stratégie de pêche). En l'absence d'informations précises sur les différents processus modélisés, l'approche raisonnable est d'associer une incertitude importante aux paramètres alimentant le modèle.

L'analyse exploratoire réalisée montre que l'utilisation du modèle SS3 ne remet pas en cause le diagnostic de diminution du stock obtenu par le modèle en âge (Fig. 8).

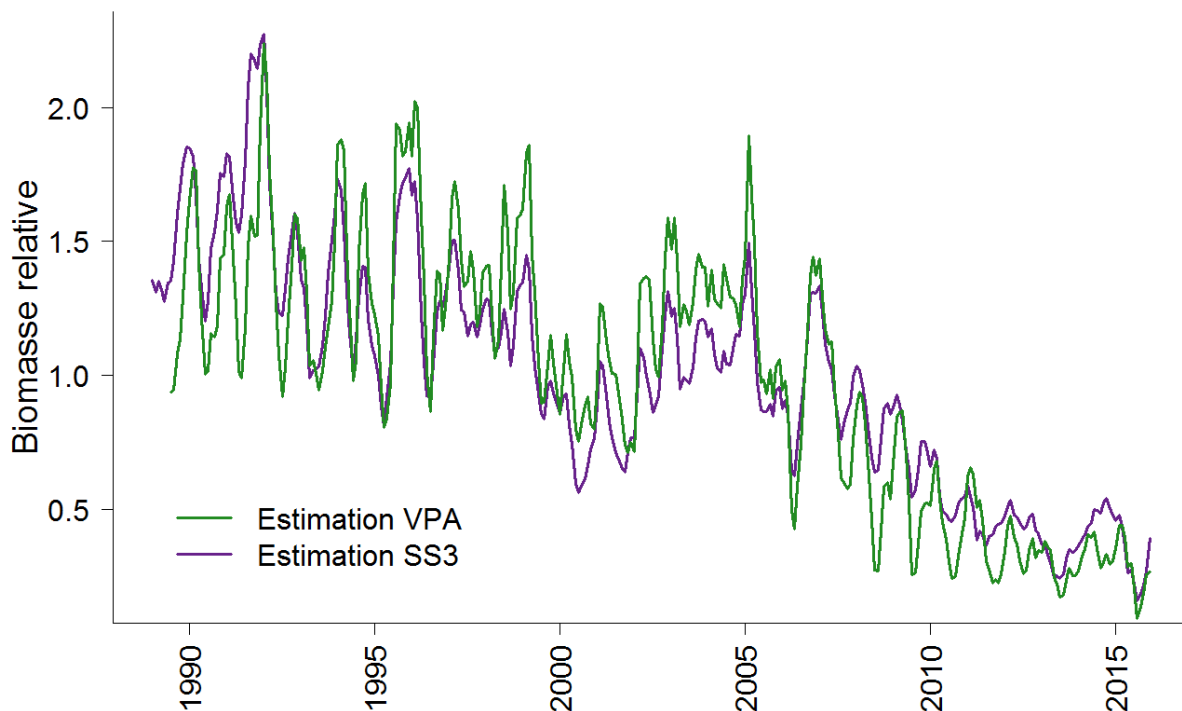


Fig. 8. Comparaison des séries de biomasses (exprimées en unités relatives par rapport à leur moyenne sur la période considérée) de *P. subtilis*, telle qu'estimées par la VPA et par SS3.

La plus-value actuelle de ce modèle est d'associer aux valeurs estimées une incertitude, d'autant plus importante que les incertitudes sur les paramètres sont importantes. De plus, l'analyse étant prospective, on peut avoir des estimations pour les mois les plus récents. Il est aussi possible d'introduire une fonction de sélectivité qui prend en compte la capturabilité plus faible des individus âgés (ce qui a bien été fait ici).

En l'état actuel des données disponibles, l'utilisation de SS3 n'apporte pas d'amélioration du diagnostic par rapport à celui réalisé par le modèle classique. Il apparaît donc nécessaire de disposer d'informations permettant de lever toute ou partie de ces hypothèses pour que l'utilisation de SS3 puisse apporter un plus à l'évaluation du stock de *P. subtilis* de Guyane. Des séries de données localisées de captures par calibre commercial et par unité d'effort pourraient constituer des proxys d'indices d'abondance.

Par ailleurs, la zone de pêche des chalutiers guyanais est aujourd'hui bien plus restreinte qu'auparavant et ne couvre qu'une partie de la zone de distribution du stock. Ces modifications de la distribution spatiale de la pêcherie peuvent avoir affecté à la fois les captures (les rendements) mais aussi les structures en taille des captures. Prendre en compte les aspects spatiaux dans l'analyse permettrait d'améliorer le diagnostic. Par ailleurs, des prospections sur l'ensemble de la zone historiquement fréquentée par les chalutiers apporteraient une information cruciale sur l'étendue spatiale du stock et par conséquent sur son abondance actuelle.

2. Objectifs de gestion

L'approche de précaution doit constituer l'objectif minimal de la gestion d'une ressource. En l'absence d'un point de référence chiffré (seuil minimal de biomasse féconde), l'objectif de gestion doit être - a minima et même si le recrutement apparaît (dans les conditions actuelles) indépendant du niveau de biomasse de reproducteurs - le maintien du niveau actuel de biomasse ou mieux, l'inversion de la tendance à la baisse.

La pertinence d'un objectif de rendement maximum durable (RMD) pour des espèces à vie courte (18 mois ici) se pose en général et pour la crevette en particulier. Le CIEM considère qu'il faut plutôt regarder un objectif en termes de biomasse résiduelle. En ce qui concerne la crevette, environ 70% de la biomasse survit à la pêche ce qui apparaît acceptable pour le stock. Pour autant la question de la délimitation du stock (si une grande partie des géniteurs se trouvent en dehors du plateau guyanais, cf. plus haut) peut remettre en cause la pertinence/ la nécessité d'un tel objectif.

3. Mesures de gestion

Comme indiqué dans les rapports précédents (Baulier et al., 2017), si la pêche ne semble pas être la cause principale de l'effondrement du stock, force est de constater que la consommation du TAC de crevettes guyanaises fixé l'an dernier (1500 t) aurait conduit, avec le diagramme d'exploitation actuel, à une forte surexploitation du stock puisque le taux d'exploitation aurait dépassé les 60%.

Il faut également rappeler qu'un TAC annuel seul n'est probablement pas la meilleure mesure de gestion, s'agissant d'un stock à vie courte avec une dynamique cyclique rapide; une réévaluation en cours d'année (gestion adaptative, sur la base de pêches sentinelles) semble à privilégier.

D'une manière générale, émettre un avis pour la gestion suppose de disposer d'un objectif de gestion validé et d'un diagnostic de qualité complété par des projections réalistes, ce qui n'est pas le cas pour la crevette.

La longévité de la crevette guyanaise dépasse rarement 18 mois ; le diagnostic s'arrête en juin 2017. Faire des prévisions de captures pour l'année 2018, nécessiterait des hypothèses fortes, notamment sur les niveaux de recrutement à venir.

Il faut également rappeler que l'utilisation de l'approche du CIEM pour les stocks de catégorie 3 (CIEM/ICES, 2012) qui détermine le niveau de capture recommandé en fonction des captures récentes et de l'évolution de la biomasse ne s'applique pas aux espèces à vie courte et n'est donc pas envisageable dans le cas de la crevette guyanaise.

Conclusion

La gestion de l'exploitation de la crevette guyanaise se heurte à plusieurs difficultés : sur le plan scientifique, les questions de l'identité du stock, de l'influence de l'environnement doivent continuer à faire l'objet de recherches. Le diagnostic reste à améliorer à l'aide de données complémentaires et les projections sont délicates. En termes de gestion, la pertinence d'un TAC annuel appliqué à une ressource possédant une dynamique cyclique rapide doit faire l'objet d'une réflexion ; enfin la fixation d'un objectif de gestion alternatif au RMD est indispensable.

La modélisation du stock réalisée montre que le faible niveau de biomasse est principalement dû à un déséquilibre écologique et pas à la surexploitation. Néanmoins la baisse légère mais continue de la biomasse estimée ces dernières années (2015-2016), alors que le recrutement était estimé relativement constant, montre que le taux d'exploitation récent (supérieur à 25%) est probablement trop élevé.

Si fournir aujourd'hui un chiffre basé sur les résultats d'un modèle et/ou de simulations apparaît prématuré, il est cependant clair que la valeur du TAC actuel, malgré la baisse observée ces dernières années, n'est pas en adéquation avec la productivité actuelle du stock.

Néanmoins, compte tenu de la perception actuelle du stock et de son exploitation, et en partant de l'hypothèse d'un recrutement constant, au niveau récent, et donc d'une biomasse exploitable de l'ordre de 2000 tonnes, alors l'application d'un taux d'exploitation de 25% (légèrement moindre que le taux récent) conduirait à des captures maximales de 500 tonnes de *P. subtilis*.

Cette recommandation devra être révisée, à la hausse ou à la baisse, si de nouvelles informations venaient modifier le diagnostic.

Enfin, il faut rappeler l'intérêt qu'aurait pour la gestion de cette pêcherie l'utilisation d'indices issus d'une pêche sentinelle ou d'un suivi régulier des rendements, permettant d'ajuster les limitations de pêche en fonction des modifications de la disponibilité (recrutement) de la crevette.

Références

Baulier Loic, Biseau Alain, Blanchard Fabian (2017). Avis 2017 sur l'état du stock de crevette Guyane. DPMA - Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture, Paris, Ref. Ifremer RBE/BIODIVHAL/FB 2017-010, 20p.

CIEM/ICES. 2012. ICES implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68. 42pp

Lampert, L. 2011. Etude de la crise de la pêche de la crevette en Guyane. Rapport RBE/BioDivHal 2011-05, 52 pp.

Lampert, L. 2012. Nouvelles relations taille-poids pour la crevette « brown » *Penaeus subtilis* en Guyane. Rapport RBE/BiodivHal 2012-03, 22 pp.

Lampert, L. 2013. Etude de la crise de la pêche de la crevette en Guyane. Rapport intermédiaire du projet Peneclim, RBE/Biodivhal 2013-2, 54 pp.

Magraoui, A., Baulier, L., Blanchard, F., 2014. Effet du changement climatique sur le stock guyanais de crevettes pénéïdes. Rapport final du projet PENECLIM, RBE/Biodivhal 2014-4, 24 pp.

Vendeville, P., Rosé, J., Vieira, A., Blanchard, F., 2008. Durabilité des activités halieutiques et maintien de la biodiversité marine en Guyane. Rapport Final DCM/HTM/RHGUY 2008-1, 239 pp.

ANNEXE

Détails du modèle VPA utilisé pour l'évaluation de la population de *P. subtilis*

Les effectifs aux âges 8 mois et supérieurs sont regroupés dans un groupe +.

Mortalité naturelle mensuelle : $M = 0.16$. Valeur identique à tous les âges et sur l'ensemble de la période considérée. Cette valeur correspond à une moyenne des valeurs publiées pour l'espèce.

Croissance :

Des modèles de croissance de van Bertalanffy distincts sont appliqués aux mâles et femelles. Il est tenu compte des changements de valeurs de ces paramètres dans le temps, comme indiqué dans Vendeville et al. (2008). Les paramètres obtenus pour l'année 2006 sont ceux utilisés pour la période la plus récente. Ces valeurs de paramètres sont présentées dans les tableaux ci-dessous. L_{inf} est exprimé en millimètres et concerne la longueur céphalothoracique.

Paramètres du modèle de croissance de van Bertalanffy utilisés pour les mâles

	L_{inf}	K
1989-1990	51,08	0,138
1990-1991	48,37	0,165
1991-1992	52,56	0,150
1992-1993	55,38	0,132
1993-1994	47,03	0,176
1994-1995	53,01	0,138
1995-1996	50,72	0,154
1996-1997	60,35	0,103
1997-1998	56,04	0,127
1998-1999	51,02	0,135
1999-2000	48,12	0,154
2000-2001	61,07	0,108
2001-2002	73,46	0,077
2002-2003	58,55	0,113
2003-2004	53,85	0,120
2004-2005	54,08	0,121
2005-2006	53,12	0,140

Paramètres du modèle de croissance de van Bertalanffy utilisés pour les femelles

	<i>Linf</i>	<i>K</i>
1989-1990	57,4	0,164
1990-1991	54,29	0,188
1991-1992	59,55	0,168
1992-1993	67,7	0,133
1993-1994	63,03	0,166
1994-1995	60,07	0,180
1995-1996	66,93	0,138
1996-1997	69,14	0,131
1997-1998	68,65	0,133
1998-1999	67,01	0,140
1999-2000	65,11	0,137
2000-2001	65,7	0,132
2001-2002	57,91	0,163
2002-2003	67,29	0,126
2003-2004	66,45	0,135
2004-2005	70,28	0,115
2005-2006	80,24	0,097

Pour la conversion des longueurs céphalothoraciques en poids entier, les modèles présentés dans Lampert (2012) ont été utilisés, à savoir :

mâles : $\ln(W) = -6.07749 + 2.6577 \times \ln(LC)$,

femelles : $\ln(W) = -5.74174 + 2.54152 \times \ln(LC)$, W étant exprimé en grammes et LC en millimètres.

Mortalités par âge moyennes pour les cohortes nées dans l'année

Mâles

	2	3	4	5	6	7	8
1989	0.000	0.040	0.363	1.299	1.268	0.935	0.300
1990	0.000	0.023	0.492	1.633	1.354	1.247	0.300
1991	0.000	0.014	0.319	1.281	1.385	1.004	0.300
1992	0.001	0.035	0.443	1.269	1.196	1.055	0.300
1993	0.000	0.062	0.584	1.467	0.987	0.779	0.300
1994	0.003	0.091	0.655	1.240	1.368	1.042	0.300
1995	0.002	0.080	0.650	1.762	1.409	1.023	0.300
1996	0.000	0.046	0.637	1.641	1.094	0.737	0.300
1997	0.000	0.055	0.554	1.550	0.995	0.789	0.300
1998	0.001	0.064	0.737	1.734	1.375	0.588	0.300
1999	0.001	0.050	0.592	1.341	1.101	1.065	0.300
2000	0.001	0.081	0.784	1.498	1.549	1.329	0.300
2001	0.002	0.048	0.600	1.507	1.579	1.020	0.300
2002	0.000	0.032	0.528	1.641	1.633	0.982	0.300
2003	0.000	0.032	0.481	1.397	1.332	1.146	0.300
2004	0.000	0.022	0.426	1.166	1.320	1.304	0.300
2005	0.000	0.005	0.292	1.248	1.804	1.673	0.300
2006	0.000	0.002	0.166	1.031	1.259	1.068	0.300
2007	0.000	0.000	0.037	0.588	1.330	1.015	0.300
2008	0.000	0.000	0.087	0.547	1.386	1.493	0.300
2009	0.000	0.000	0.062	0.707	1.456	0.924	0.300
2010	0.000	0.002	0.087	0.561	0.703	1.401	0.300
2011	0.001	0.034	0.278	1.194	1.202	0.960	0.300
2012	0.000	0.000	0.105	0.748	1.518	2.076	0.300
2013	0.000	0.001	0.160	1.035	1.499	1.277	0.300
2014	0.000	0.000	0.156	0.831	1.783	1.627	0.300
2015	0.000	0.000	0.233	1.136	1.726	2.105	0.300
2016	0.000	0.001	0.254	1.359	1.924	1.901	0.300
2017	0.000	0.000	0.248	0.781	0.830	1.354	0.300

Femelles

	2	3	4	5	6	7	8
1989	0.031	0.224	0.561	0.820	0.644	0.544	0.300
1990	0.019	0.277	0.808	0.996	0.699	0.463	0.300
1991	0.015	0.252	0.605	0.857	0.839	0.610	0.300
1992	0.037	0.302	0.626	0.812	0.656	0.429	0.300
1993	0.041	0.338	0.700	0.849	0.508	0.353	0.300
1994	0.068	0.398	0.842	0.859	0.675	0.533	0.300
1995	0.058	0.379	1.026	1.197	0.832	0.630	0.300
1996	0.031	0.499	1.060	0.891	0.514	0.370	0.300
1997	0.045	0.384	1.013	1.257	0.894	0.580	0.300
1998	0.061	0.458	1.129	1.428	0.950	0.402	0.300
1999	0.052	0.364	0.932	1.024	0.773	0.614	0.300
2000	0.077	0.510	1.090	1.336	1.245	0.773	0.300
2001	0.044	0.474	0.963	1.218	0.991	0.700	0.300
2002	0.021	0.316	0.993	1.298	1.070	0.571	0.300
2003	0.018	0.284	0.861	1.045	0.794	0.548	0.300
2004	0.013	0.226	0.773	1.099	0.817	0.593	0.300
2005	0.003	0.172	0.813	1.197	1.054	0.714	0.300
2006	0.001	0.088	0.670	0.955	0.796	0.725	0.300
2007	0.001	0.036	0.671	0.952	0.813	0.585	0.300
2008	0.001	0.046	0.454	0.873	0.883	0.852	0.300
2009	0.000	0.032	0.497	0.776	0.876	0.788	0.300
2010	0.000	0.054	0.538	0.779	0.568	0.650	0.300
2011	0.003	0.140	0.538	0.967	0.923	0.699	0.300
2012	0.000	0.030	0.383	0.756	0.755	0.664	0.300
2013	0.001	0.080	0.545	0.869	0.728	0.624	0.300
2014	0.000	0.053	0.394	0.485	0.446	0.601	0.300
2015	0.001	0.098	0.658	0.803	0.731	0.713	0.300
2016	0.000	0.151	1.013	1.151	0.925	0.691	0.300
2017	0.001	0.126	0.691	0.598	0.391	0.205	0.300