

PROPOSITION D'ESPECES NON INDIGENES POUR LES FAÇADES MARITIMES DU TERRITOIRE METROPOLITAIN A SOUMETTRE A REGLEMENTATION – DECEMBRE 2020

B. PISANU^A, C. MASSE^B, J. THEVENOT^A (UMS Patrinat – OFB, MNHN, CNRS)

avec l'expertise de G. BACHELET¹, N. BIERNE², A. CURD³, L. GUERIN⁴, B. GOULLIEUX¹, C. LABRUNE⁵, X. DE MONTAUDOUIN¹, A. NOWACZYK^{1,6}, J.-P. PEZY⁷, V. RAYBAUD⁸, F. VIARD², D. VINCENT⁹ et la contribution D'A. SOUQUIERE⁴

¹ UMR CNRS 5805 EPOC ; ² ISEM : Institut des sciences de l'évolution ; ³ IFREMER ; ⁴ UMS Patrinat ; ⁵ UMR CNRS 8222 LECOB ; ⁶ PLANCTONLAB, expertises et Analyses du zooplancton ; ⁷ UMR CNRS 6143 M2C ; ⁸ UMR 7035 ECOSEAS Université Côte d'Azur CNRS ; ⁹ Office Français de la Biodiversité

Citation recommandée : Pisanu B, Massé C, Thévenot J, Bachelet G, Biérne N, Curd A, Guérin L, Goullieux B, Labrune C, de Montaudouin X, Nowaczyk A, Pezy JP, Raybaud V, Viard F, Vincent D, Souquière A. 2020. Proposition d'espèces non indigènes pour les façades maritimes du territoire métropolitain à soumettre à réglementation. Note technique, non publiée. UMS Patrimoine Naturel, 18p.

Introduction

Le règlement européen relatif aux espèces exotiques envahissantes (EEE) (1143/2014¹) fournit une liste d'EEE réglementées à l'échelle européenne. A ce jour, sur les 66 EEE de cette liste, seulement deux sont des espèces non indigènes (ENI) marines. L'objectif du présent travail est de proposer une liste d'espèces à réglementation à l'échelle nationale (selon les articles L411-5 dit de Niveau 1 et L411-6 dit de Niveau 2 du Code de l'Environnement²), suivant une nouvelle procédure d'analyse de risques décrite sommairement ci-dessous.

Méthode

Au total, 483 espèces non indigènes ont été recensées lors de la dernière mise à jour officielle de la liste nationale (Massé & Guérin 2018³). A partir de cette liste, une première sélection de 69 espèces à caractère invasif, introduites, ou susceptibles de l'être, sur les façades maritimes de France Métropolitaine (Annexe I) a été réalisée sur la base d'une analyse de la littérature. A partir de cette liste de 69, 14 espèces ont été choisies pour une analyse de priorisation selon un nouveau protocole inspiré d'outils d'évaluations disponibles dans la littérature (Roy et al. 2018⁴), qui a notamment l'avantage de prendre en compte l'incertitude liée aux avis parfois divergents des différents experts réalisant l'analyse (Pisanu et al. En préparation⁵). Ici, ce protocole a été appliqué pour analyser conjointement le risque de ces 14 espèces marines, ainsi que de 64 autres espèces des milieux terrestre et dulçaquicole, appartenant à 14 Classes (pour 9 phyla). Un total de 77 espèces (période 2018-2020) a ainsi été évalué par 217 réponses à un questionnaire renseigné par 53 spécialistes. A noter qu'une évaluation d'une 15^{ème} espèce, le crabe chinois *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1853) est également fourni, alors que cette espèce est déjà soumise à réglementation Européenne et Française (Arrêté du 14 février 2018⁶). Seules les 14 espèces marines sont discutées dans le présent travail.

A partir d'enquêtes réalisées auprès des experts (procédé de l'enquête détaillée prochainement : Pisanu et al. En préparation⁵), un score de risque – accompagné d'une évaluation par les experts du degré de leur confiance et de précision de leurs réponses – a été calculé. Les valeurs des scores de risque, de confiance, et de précision, sont toujours comprises entre 0 et 1,57. Le partage des scores de risque et de confiance sont divisés en trois niveaux, séparés selon les terciles : faible $\leq 0,52$; $0,53 \leq$ moyen $\leq 1,04$; fort $\geq 1,05$ (Tableau 1). Le score de précision indique un degré de connaissance fourni par les experts vis-à-vis des espèces enquêtées. Ces scores sont calculés de telle manière à disposer également d'intervalles de crédibilité à 89% (intervalle de confiance en bayésien, jugé plus stable que celui à 95% ;

¹ RÈGLEMENT (UE) No1143/2014 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=FI>

² Article L411-5 ; Niveau 1 : interdiction d'introduction dans le milieu naturel ; Article L411-6 ; Niveau 2 : interdiction d'introduction, de détention, de transport, de colportage, d'utilisation, d'échange, de vente ou d'achat de tout spécimen vivant ; Prévention de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes (Articles L411-5 à L411-7) https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000033031225/#LEGISCTA000033031228

³ Massé C, Guérin L, 2018. Evaluation du descripteur 2 « espèces non indigènes » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCMM. MNHN (UMS Patrimoine Naturel). Stations marines de Dinard et d'Arcachon.141p.

⁴ Roy HE, Rabitsch W, Scalera R, Stewart A, et al. 2018. Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *Journal of Applied Ecology* **55**:526–538 doi:10.1111/1365-2664.13025

⁵ Pisanu B, Massé C, Thévenot J. En préparation. Proposition d'une méthode de hiérarchisation d'espèces animales introduites en France Métropolitaine. Rapport UMS Patrinat.

⁶ Arrêté du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000036629837/>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 – Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr ; ^B Station marine d'Arcachon – 33120 – Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Makowski et al. 2019⁷) de leurs estimations. Ces analyses nécessitent un minimum de 3 experts par espèce évaluée. Les espèces pour lesquelles seulement deux experts ont répondu sont mises en attente de décision pour leur attribution à un niveau de réglementation, sauf cas particulier. Les analyses ont été arrêtées au 4 décembre 2020.

Le croisement des scores de risque et de confiance établis à partir des réponses des experts permet de classer les espèces selon un degré de priorité (Tableau 1). Les espèces pour lesquelles un score de risque moyen à fort est évalué avec une forte confiance par les experts ont une priorité forte et seront proposées en liste de niveau 2 (correspondant aux restrictions imposées par l'article L411-6 du Code de l'Environnement). Celles pour lesquelles le score de risque moyen à fort est évalué avec une confiance moyenne par les experts, et celles avec un risque fort associé à une confiance faible, ont une priorité moyenne et seront proposées en liste de niveau 1 (correspondant aux restrictions imposées par l'article L411-5 du Code de l'Environnement). Celles pour lesquelles le score de risque est faible, ou moyen avec une confiance faible, présenteront une priorité faible – pourront ne pas être proposées à la réglementation.

Tableau 1. Priorisation des espèces en fonction des scores de risque d'invasion et de confiance des réponses par les experts.

		Risque d'invasion		
		≤ 0,52	≥ 0,53 ≤ 1,04	≥ 1,05
Confiance des experts	≤ 0,52	Faible	Faible	Moyenne
	≥ 0,53 ≤ 1,04	Faible	Moyenne	Moyenne
	≥ 1,05	Faible	Forte	Forte

Article L411-5 ; Niveau 1 : interdiction d'introduction dans le milieu naturel ; **Article L411-6 ; Niveau 2 :** interdiction d'introduction, de détention, de transport, de colportage, d'utilisation, d'échange, de vente ou d'achat de tout spécimen vivant. [Cette aide à la décision est provisoire et pourra évoluer lors de la finalisation de la méthode de priorisation ; BP, com. pers.]

Résultats des analyses

Dix des 14 espèces marines analysées ont été retenues avec les priorités suivantes (**Tableau 2**) :

Priorité forte

Le poisson lion *Pterois miles* (Bennett, 1828) a été évalué avec un risque moyen (0,94 [0,78 ; 1,10]), une confiance moyenne à forte et une précision forte par 3 experts.

L'algue brune du Japon *Rugulopteryx okamurae* (Dawson) Hwang, Lee & Kim, 2009 a été évaluée avec un risque moyen (0,92 [0,73 ; 1,10]), une confiance et une précision fortes par 2 experts.

Le rapana veiné *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) a été évalué avec un risque moyen (0,85 [0,69 ; 1,01]), une confiance forte et une précision moyenne à forte par 3 experts.

Le cténophore américain *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 a été évaluée avec un risque moyen (0,75 [0,61 ; 0,93]), une confiance et une précision fortes par 4 experts.

La crépidule *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758) a été évaluée avec un risque moyen (0,75 [0,58 ; 0,92]), une confiance et une précision fortes par 3 experts.

La moule asiatique *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) a été évaluée avec un risque moyen (0,61 [0,45 ; 0,76]), une confiance élevée et une précision moyenne par 3 experts.

Priorité moyenne

Le crabe bleu *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 a été évalué avec un risque moyen (1,03 [0,86 ; 1,20]), une confiance et une précision moyennes à fortes par 3 experts.

La moule de la Mer Rouge *Brachidontes pharaonis* (P. Fischer, 1870) a été évaluée avec un risque moyen (0,80 [0,64 ; 0,95]), une confiance et une précision moyennes à fortes par 3 experts.

⁷ Makowski, D, Ben-Shachar MS, Lüdtke D 2019. bayestestR: Describing effects and their uncertainty, existence and significance within the Bayesian framework. *Journal of Open Source Software* 4:1541. doi:10.21105/joss.01541

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 – Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon – 33120 – Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Le didemnidae étendard *Didemnum vexillum* Kott, 2002 a été évalué avec un risque moyen (0,75 [0,60 ; 0,91]), une confiance et une précision moyennes par 3 experts.

Le crabe sanguin *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) a été évalué avec un risque moyen (0,75 [0,59 ; 0,90]), une confiance moyenne et une précision forte par 3 experts.

Tableau 2. Liste des 14 espèces marines introduites – ou susceptibles de l'être - priorisées selon leurs risques d'invasion (R), ainsi que le score de confiance (C) et de précision (P) des réponses par les experts (n : nombre d'évaluations).

Espèce	n	Score moyen [Intervalle de crédibilité à 89%] ^a de		
		Risque (R)	Confiance (C)	Précision (P)
DÉJÀ RÉGLEMENTÉE**				
<i>Eriocheir sinensis</i> H. Milne Edwards, 1853	4	0,90 ^[0,76 ; 1,05]	0,86 ^[0,62 ; 1,10]	0,68 ^[0,46 ; 0,89]
PRIORITE FORTE				
<i>Pterois miles</i> (Bennett, 1828)	3	0,94 ^[0,78 ; 1,10]	1,06 ^[0,78 ; 1,33]	1,47 ^[1,22 ; 1,71]
<i>Rugulopteryx okamurae</i> (Dawson) Hwang, Lee & Kim, 2009	2 ^{***}	0,92 ^[0,73 ; 1,10]	1,09 ^[0,78 ; 1,40]	1,12 ^[0,85 ; 1,39]
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	3	0,85 ^[0,69 ; 1,01]	1,22 ^[0,94 ; 1,49]	0,99 ^[0,75 ; 1,23]
<i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz, 1865	4	0,75 ^[0,61 ; 0,93]	1,23 ^[0,98 ; 1,47]	1,25 ^[1,03 ; 1,47]
<i>Crepidula fornicata</i> (Linnaeus, 1758)	3	0,75 ^[0,58 ; 0,92]	1,22 ^[0,92 ; 1,52]	1,07 ^[0,81 ; 1,32]
<i>Arcuatula senhousia</i> (Benson, 1842)	3	0,61 ^[0,45 ; 0,76]	1,14 ^[0,87 ; 1,41]	0,97 ^[0,73 ; 1,20]
PRIORITE MOYENNE				
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	3	1,03 ^[0,86 ; 1,20]	1,00 ^[0,71 ; 1,29]	0,99 ^[0,73 ; 1,25]
<i>Brachidontes pharaonis</i> (P. Fischer, 1870)	3	0,80 ^[0,64 ; 0,95]	0,87 ^[0,60 ; 1,15]	0,93 ^[0,68 ; 1,17]
<i>Didemnum vexillum</i> Kott, 2002	3	0,75 ^[0,60 ; 0,91]	0,97 ^[0,70 ; 1,24]	1,02 ^[0,78 ; 1,26]
<i>Hemigrapsus sanguineus</i> (De Haan, 1835)	3	0,75 ^[0,59 ; 0,90]	0,97 ^[0,71 ; 1,24]	1,35 ^[1,12 ; 1,57]
EN ATTENTE DE COMPLEMENT D'EXPERTISE				
<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,68 ^[0,50 ; 0,86]	0,87 ^[0,56 ; 1,18]	1,21 ^[0,94 ; 1,48]
<i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	2	0,63 ^[0,45 ; 0,82]	0,84 ^[0,53 ; 1,15]	1,12 ^[0,84 ; 1,40]
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927	2	0,62 ^[0,43 ; 0,80]	0,78 ^[0,47 ; 1,19]	1,21 ^[0,94 ; 1,49]
<i>Pseudodiaptomus marinus</i> Sato, 1913	2	0,47 ^[0,26 ; 0,68]	0,85 ^[0,48 ; 1,22]	1,21 ^[0,88 ; 1,53]

^a 7500 estimations *a posteriori* – à partir de 3 chaînes de 50 000 itérations (Burn-in = 25000, Thinning = 10 ; convergence : tous les $R_{hat} < 1,00$)

^{**} Arrêté du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces animales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain

^{***} Espèce n'ayant recueilli que l'avis de deux experts – proposée tout de même à la réglementation en raison de son probable ajout à la liste européenne en 2021-2022

Les 4 autres espèces ont été évaluées par 2 experts nécessitant donc une troisième évaluation afin de valider leurs scores (**Tableau 2**).

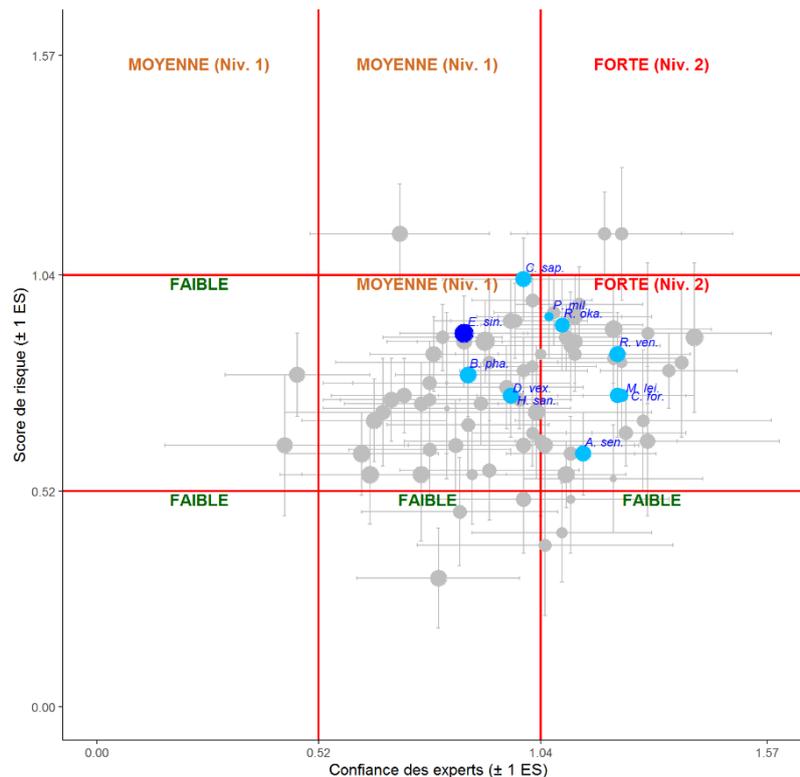


Figure 1. Distribution des 14 espèces marines non indigènes (points bleus) parmi l'ensemble des espèces évaluées (points gris), selon leur score de risque et le degré de confiance déterminés par les experts lors de leur évaluation du risque. Le crabe chinois *E. sinensis* déjà réglementé est représenté par un point bleu foncé.

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Conclusions

Six espèces présentent une priorité forte et sont proposées en liste de niveau 2 : *Pterois miles*, *Rugulopteryx okamuræ*, *Rapana venosa*, *Mnemiopsis leidyi*, *Crepidula fornicata* et *Arcuatula senhousia*.

Les quatre autres espèces présentent une priorité moyenne et sont proposées en liste de niveau 1 : *Callinectes sapidus*, *Brachidontes pharaonis*, *Didemnum vexillum* et *Hemigrapsus sanguineus*.

Ci-dessous un résumé des argumentaires issus des réponses au questionnaire fournies par les experts justifiant le niveau de réglementation proposé pour chacune de ces dix espèces :

NIVEAU 2

Pterois miles : Encore absente des côtes françaises méditerranéennes, *P. miles* est en expansion dans des régions proches (Italie) avec une arrivée prochaine en France, avec de très fortes capacités d'implantation et colonisation naturelles, et potentiellement d'introductions volontaires (pêche, aquariophilie). Ce poisson prédateur (poissons et crustacés) constitue une menace directe pour les autres espèces, ainsi que pour les activités humaines (pêche) avec des risques sanitaires ou des désagréments pour l'Homme (venimeuse). Une fois implantée, ses modes de gestion ne sont pas connus en dehors de son exploitation (B. Pisanu, C. Massé, V. Raybaud). **Surveillance accrue en alerte de risque d'introduction naturelle**

Rugulopteryx okamuræ : Présente très localement en France (Etang de Thau), avec de très fortes capacités d'implantation et colonisation en relation avec des introductions involontaires, *R. okamuræ* est une algue potentiellement proliférante qui peut menacer la structure et le fonctionnement des écosystèmes (habitats, espèces, biomasse saturante), ainsi que les activités humaines (conchyliculture, pêche, activités balnéaires), probablement sans risque sanitaire pour l'Homme. En dehors de la surveillance des voies d'entrées, les modes de gestion ne sont pas connus (C. Massé, B. Pisanu). **Surveillance accrue en contrôle d'expansion accidentelle, gestion à visée d'éradication**

Rapana venosa : Présente localement en France (côtes Nord du Golfe de Gascogne), *R. venosa* est probablement en expansion, avec de très fortes capacités d'implantation et colonisation essentiellement en relation avec des introductions involontaires. Il s'agit d'un mollusque prédateur qui menace directement d'autres espèces de mollusques (dans une moindre mesure les habitats), ainsi que les activités humaines (conchyliculture). Probablement sans risque sanitaire pour l'Homme. Des modes de gestion sont connus (pêche sous-marine) nécessitant des actions rapides dès sa détection précoce (A. Curd, C. Massé, B. Pisanu). **Surveillance accrue en contrôle d'expansion accidentelle, gestion à visée d'éradication**

Mnemiopsis leidyi : Espèce établie, localement envahissante sur les façades métropolitaines, qui continue à coloniser de nouveaux écosystèmes chaque année. Elle a été introduite involontairement et peut se disperser involontairement et naturellement. Le cténophore américain présente une menace pour les communautés natives et certaines activités de pêche au filet. Aucun mode de gestion n'est connu à ce jour (D. Vincent, A. Nowaczyk, C. Massé, B. Pisanu). **Surveillance accrue en contrôle d'expansion accidentelle**

Crepidula fornicata : Largement établie et présente sur la majorité des sites où elle est susceptible de pouvoir s'installer. La crépidule présente de fortes capacités d'installation et d'expansion. Elle peut disperser naturellement, mais surtout involontairement par les activités humaines. En relation avec des modifications de l'habitat, mais aussi de la structure et du fonctionnement des communautés, cette espèce pourrait affecter indirectement des activités de pêche ou de conchyliculture. La gestion est peu envisageable (X. de Montaudouin, L. Guérin, B. Pisanu). **Surveillance accrue en contrôle d'expansion naturelle ou accidentelle - possibilité Niveau 1 (gestion par la pêche)**

Arcuatula senhousia : Etablie sur les côtes méditerranéennes et dans le Sud du Golfe de Gascogne, introduite involontairement. La moule asiatique peut se disperser naturellement ou involontairement par l'Homme. A forte densité, elle peut présenter une menace pour les espèces natives et les habitats. Sa gestion est difficilement envisageable. **Surveillance accrue en contrôle d'expansion accidentelle**

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

NIVEAU 1

Callinectes sapidus : Largement établie depuis peu sur les côtes françaises méditerranéennes et également en Manche, cette espèce présente de très fortes capacités d'implantation et de colonisation en relation avec des introductions volontaires et involontaires et une grande tolérance environnementale. Il s'agit d'un prédateur omnivore qui menace les écosystèmes (espèces et communautés), ainsi que les activités humaines (pêche et conchyliculture), sans risque sanitaire pour l'Homme. En dehors de son exploitation (pêche), les modes de gestion ne sont pas connus (C. Massé, C. Labrune, N. Bierne). **Surveillance des modes de gestion par la pêche**

Brachidontes pharaonis : Absente des côtes françaises méditerranéennes, avec de très fortes capacités d'implantation et colonisation en relation avec des introductions involontaires, B. pharaonis est un bivalve pouvant menacer les écosystèmes (espèces, habitats) intertidaux benthiques, sans risque économique ou sanitaire pour l'Homme. Inexploitable, les modes de gestion sont connus mais peu efficaces (B. Pisanu, C. Massé, N. Bierne). **Surveillance accrue des voies d'entrée (trafic maritime, échanges conchylicoles, sites de production d'énergies marines renouvelables...)**

Didemnum vexillum : Etablie sur l'ensemble des façades métropolitaines, avec de fortes capacités d'implantation et de colonisation notamment sur les substrats artificiels. Cette ascidie coloniale est introduite involontairement et peut se disperser naturellement. Cette espèce peut présenter des menaces sur les activités de pêches et les biens, mais aussi les espèces natives, sans effets sur l'habitat ou la santé. La gestion voire l'éradication est supposée envisageable mais uniquement à l'échelle locale (B. Pisanu, C. Massé, F. Viard). **Gestion locale à visée d'éradication**

Hemigrapsus sanguineus : Espèce établie sur les côtes de la Manche mais encore absente des autres façades de France métropolitaine. Elle a été introduite involontairement et peut se disperser involontairement et naturellement. Le crabe sanguin représente une menace pour des espèces natives, et pour l'activité conchylicole, sans effets sur l'habitat ou la santé. Sa gestion semble difficilement envisageable sans impact négatif sur d'autres espèces (J.-P. Pezy, C. Massé, B. Pisanu). **Surveillance en contrôle d'expansion accidentelle**

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Pterois miles (Bennett, 1828)

RISQUE : 0.94 ± 0.10

CONFIANCE : 1.06 ± 0.17

PRECISION : 1.47 ± 0.15

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance moyenne** ($0,53 \geq x \geq 1,04$) et une **précision forte** ($\geq 1,05$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 10/11 ; CM : 10/11 ; VR : 11/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 11/11 ; CM : 11/11 ; VR : 11/11) et précision (BP : 11/11 ; CM : 11/11 ; VR : 11/11).

Poisson de grande taille facile à détecter et à identifier, sans confusion possible avec d'autres espèces indigènes (Wilcox et al. 2018). Espèce lessepsienne (Golani et Sonin 1992), qui n'est pas encore présente en France métropolitaine, mais qui a déjà étendu sa distribution géographique jusqu'en Sicile (Azzurro et al. 2017). Les introductions volontaires ne peuvent être exclues en relation avec des projets de commercialisation (pêche, aquariophilie : Golani & Sonin 1992 ; Bariche et al 2017). Les introductions involontaires sont peu probables – sans pouvoir être écartées pour les stades juvéniles *via* les eaux de ballast (Bariche et al. 2017). A l'abri de prédateurs à l'âge adulte (Bernardsky et Goulet 1991), l'extension de son aire biogéographique pourrait être favorisée par le changement climatique (Kleitou et al. 2019).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 8/9 ; CM : 5/9 ; VR : 6/9), avis rendu avec confiance moyenne (BP : 8/9 ; CM : 6/9 ; VR : 5/9), et une forte précision (BP : 9/9 ; CM : 5/9 ; VR : 9/9).

Prédateur généraliste qui menace les espèces de poissons récifaux (Albins et Hixon 2008 ; Tuttle 2017) et les habitats pélagiques comme montré pour la zone mésophotique d'un récif corallien des Bahamas (Morris et Whitfield 2009 ; Lesser et Slattery 2011). Il affecte les pêcheries, et présente un risque pour l'homme (sanitaire ou de bien-être lors des activités récréatives sous-marines ou balnéaires) en tant qu'espèce venimeuse.

Albins MA, Hixon MA 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* **367**: 233-238. <https://doi.org/10.3354/meps07620>

Azzurro E, Stancanelli B, Di Martino V, Bariche M 2017. Range expansion of the common lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the Mediterranean Sea: an unwanted new guest for Italian waters. *BioInvasions Records* **6**: 95–98 <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.2.01>

Bariche M, Kleitou P, Kalogirou S, Bernardi G 2017. Genetics reveal the identity and origin of the lionfish invasion in the Mediterranean Sea. *Scientific Reports* **7**: 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07326-1>

Golani D, Sonin H 1992. New Records of the Red Sea Fishes, *Pterois miles* (Scorpaenidae) and *Pteragogus pelycus* (Labridae) from the Eastern Mediterranean Sea. *Japanese Journal of Ichthyology* **39**: 167-169. <https://doi.org/10.11369/jji1950.39.167>

Kleitou P, Savva I, Kletou D, et al. 2020. Risk Assessment for the lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828). EU NON-NATIVE SPECIES RISK ANALYSIS (04 September 2020, discussed on 17/11/2020 by the Scientific Forum on IAS – with opinion "Fit for purpose"). <https://circabc.europa.eu/ui/group/98665af0-7dfa-448c-8bf4-e1e086b50d2c/library/09ed449b-503a-47a2-9b60-c1c8455bf5bc/details>

Lesser MP, Slattery M 2011. Phase shift to algal dominated communities at mesophotic depths associated with lionfish (*Pterois volitans*) invasion on a Bahamian coral reef. *Biological Invasions* **13**: 1855–1868 <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0005-z>

Morris JA, Whitfield PE 2009. *Biology, Ecology, Control and Management of the Invasive Indo-Pacific Lionfish: An Updated Integrated Assessment*. 57 pp. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/16905>

Tuttle LJ 2017. Direct and indirect effects of invasive lionfish on coral-reef cleaning mutualists. *Marine Ecology Progress Series* **569**: 163-172. <https://doi.org/10.3354/meps12092>

Wilcox CL, Motomura H, Matsunuma M, Bowen BW 2018. Phylogeography of lionfishes (*Pterois*) indicate taxonomic over splitting and hybrid origin of the invasive *Pterois volitans*. *Journal of Heredity* **109**: 162-175. <https://academic.oup.com/jhered/article/109/2/162/3868867>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 – Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon – 33120 – Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Rugulopteryx okamurae (Dawson) I.K. Hwang, W.J. Lee & H.S. Kim, 2009

RISQUE : 0.92 ± 0.11

CONFIANCE : 1.09 ± 0.19

PRECISION : 1.12 ± 0.17

Nombre d'experts : 2

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance et une précision forte** (≥ 1.05)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est assez fortement invasive (CM : 7/11 ; BP : 10/11), avis rendu avec une très bonne confiance (CM : 9/11 ; BP : 11/11) et précision (CM : 9/11 ; BP : 11/11).

Algue brune de grande taille, facile à détecter. Confusion possible lors de l'identification avec des espèces du genre *Dictyota* J. V. Lamour., 1809 mais qui sont absentes de France Métropolitaine. *R. okamurae* est cantonnée à l'étang de Thau depuis 2002 où elle a été introduite involontairement via les activités ostréicoles (Verlaque et al. 2009). Elle peut également être involontairement introduite en grande quantité via le trafic maritime comme à Gibraltar (Garcia-Gomez et al. 2020). Elle présente des facteurs compatibles à son établissement et à son expansion particulièrement en relation avec l'augmentation des températures (Garcia-Gomez et al. 2020), surtout en Méditerranée, mais aussi dans le Golfe de Gascogne (Jeschke et Zanolla 2020). Ses consommateurs naturels ne sont pas connus. Toutefois, cette algue produit des substances pouvant limiter sa consommation (Tokuda et al. 1994 in Verlaque et al. 2009). *R. okamurae* présente des capacités de prolifération et de propagation élevées par multiplication végétative à partir de très petits fragments de thalles sur les substrats durs, mais aussi comme épiphyte sur d'autres macro-algues, ou même sur des animaux tels que les oursins et les concombres de mer (Jeschke et Zanolla 2020).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est assez menaçante et peu gérable (CM : 5/9 ; BP : 6/9), avis rendu avec confiance forte (CM : 5/9 ; BP : 9/9), et très précise (CM : 7/9 ; BP : 9/9).

Elle affecte les espèces indigènes, notamment les communautés benthiques (Garcia Gomez et al. 2020), ainsi que les habitats, recouvrant parfois entièrement l'habitat rocheux (Navarro-Barranco et al. 2019). L'accumulation et la décomposition d'une biomasse excessive générée par cette espèce dans les zones intertidales (i.e., sur les plages) comme subtidales pourraient avoir des impacts sur l'ensemble des compartiments des écosystèmes marins via les réseaux trophiques, ainsi que d'importantes pertes économiques en affectant les activités de pêche et l'usage balnéaire des plages (Jeschke et Zanolla 2020). N'affecte pas la santé humaine. En dehors d'une surveillance stricte des voies d'introduction, cette espèce n'est plus gérable une fois établie. A noter sa présence cantonnée à l'étang de Thau depuis 2002, sans phénomène de prolifération observée à ce jour

Garcia-Gomez J, Sempere-Valverde J, Roi Gonzalez A, Martínez-Chacón M, Olaya-Ponzzone L, Sánchez-Moyano E, Ostalé-Valriberas E, Megina C. 2020. From exotic to invasive in record time: the extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. *Science of the Total Environment*, 704: 135408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135408>

Jeschke MA, Zanolla M 2020. *Rugulopteryx okamurae*. EU NON-NATIVE SPECIES RISK ANALYSIS (04 September 2020, discussed on 17/11/2020 by the Scientific Forum on IAS – with opinion "Fit for purpose"). <https://circabc.europa.eu/ui/group/98665af0-7dfa-448c-8bf4-e1e086b50d2c/library/225f080d-3074-46e2-98bb-95f61e58dd08/details>

Navarro-Barranco C, Muñoz-Gómez B, Saiz D, Ros M, Guerra-García JM, Altamirano m, Ostalé-Valriberas E & Moreira J. 2019. Can invasive habitat-forming species play the same role as native ones? The case of the exotic marine macroalga *Rugulopteryx okamurae* in the Strait of Gibraltar. *Biological Invasions* 21: 3319–3334. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02049-y>

Verlaque M Steen F & De Clercl O (2009). *Rugulopteryx* (Dictyotales, Phaeophyceae), a genus recently introduced to the Mediterranean. *Phycologia*. 48: 536-542. <https://doi.org/10.2216/08-103.1>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Rapana venosa (Valenciennes, 1846)

RISQUE : 0.85 ± 0.10

CONFIANCE : 1.22 ± 0.17

PRECISION : 0.99 ± 0.15

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance forte** (≥ 1.05) et une **précision moyenne** ($0.53 \leq x \leq 1.04$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est assez fortement invasive (AC : 10/11 ; BP : 10/11 ; CM : 7/11), avis rendu avec une très bonne confiance (AC : 10/11 ; BP : 10/11 ; CM : 7/11) et forte précision (AC : 11/11 ; BP : 11/11 ; CM : 9/11).

Espèce de grande taille facile à identifier au stade adulte (environ 10 cm ; Le Duff et al. 2013), avec peu de risque de confusion (Joly et al. 2002), i.e., en dehors de *Stramonita haemastoma* (Kool, 1987) aux stades jeunes (moins de 9 cm). Introduite au stade larvaire, la détection d'adultes ne se produira toutefois qu'après une longue période de croissance (Zenetos 2016). Par ailleurs, vivant enfouie, elle est difficile à détecter. Paramètres environnementaux similaires entre l'aire native et d'introduction (ICES 2004), avec une très large tolérance du *Rapana* veiné à la salinité, la température, la pollution de l'eau, et aux conditions hypoxiques (Kerckhof et al. 2006). Détectée pour la première fois en baie de Quiberon en 1997 (Bouget et al. 2001 ; Le Duff et al. 2013), suivi d'une quinzaine de signalements dans le Morbihan entre 1997 et 2012, et très récemment (juin/juillet 2020) une quarantaine de signalements d'adultes et de pontes dans les pertuis d'Antioche et Breton (cf. carte CDPMEM 17). Son introduction en 2001 en baie de Quiberon avec des palourdes venant d'Italie (pour lester les sacs) est documentée (Joly et al. 2002). Bien qu'il n'y ait pas de preuves directes, ses traits de vie se prêtent bien à une introduction au stade larvaire dans les eaux de ballast (ICES 2004). Enfin, deux études ont documenté le transport d'individus adultes sur de longues distances sur la carapace de tortues vertes adultes (Lezama et al. 2013; Spotorno-Oliveira et al. 2020). Sa coquille très dure et sa grande taille font qu'elle a peu de prédateurs à l'âge adulte. Toutefois, le crabe bleu (*Callinectes sapidus*) est un prédateur de l'espèce en baie de Chesapeake (Mann et Harding 2003).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est [pour le moment] peu menaçante, et n'est gérable que localement (AC : 4/9 ; BP : 3/9 ; CM : 4/9), avis rendu avec confiance moyenne (AC : 4/9 ; BP : 9/9 ; CM : 4/9), et assez précis (AC : 5/9 ; BP : 9/9 ; CM : 6/).

Prédateur généraliste, le *Rapana* veiné consomme moules *Mytilus* spp., huîtres, et un grand nombre de bivalves fouisseurs, constituant une menace importante pour la conchyliculture (Zenetos 2016). Elle pourrait menacer les coquilles Saint-Jacques *Pecten maximus* (L.) en Manche si elle s'y installe (Jean-Philippe Pezy, com. pers.). Il existe peu de chance de l'éradiquer dès lors que les conditions physiques et les concentrations de ses proies potentielles se prêtent à son installation (ICES 2004). Elle peut être toutefois contrôlée par une pêche sélective, à pieds, par plongée sous-marine, et par casiers appâtés (Zenetos 2016 ; ICES 2004).

Bouget J-F, Camus P, Joly J-P 2001. *Ocenebrellus inornatus* (Recluz, 1851), *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) : deux nouveaux gastéropodes introduits dans la Baie de Quiberon. Contrat SRC Bretagne Sud/Ifremer n°01/2.210.261 - Rapport du Laboratoire DRV-RA-LCB/01-02. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00092/20360/>

ICES 2004. Alien Species Alert: *Rapana Venosa* (veined whelk). Edited by Roger Mann, Anna Occhipinti, and Juliana M. Harding. ICES Cooperative Research Report No. 264. 14 pp. For permission to reproduce material from this ICES Cooperative Research Report, apply to the General Secretary. ISBN 87-7482-010-9 ISSN 1017-6195. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5471>

Joly J-P, Bouget J-F, Hirata T 2002. Le gastéropode prédateur *Rapana venosa* : point sur les connaissances et expérimentations au laboratoire. DRV/RST/RA-2002-14. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00016/12699/>

Kerckhof F, Vink RJ, Nieweg DC, Post JN 2006. The veined whelk *Rapana venosa* has reached the North Sea. *Aquatic Invasions* 1: 35-37. <https://core.ac.uk/download/pdf/35108998.pdf>

Le Duff M, Cadiou S, Grall J 2013. *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), une nouvelle trouvaille inquiétante. *An aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin* II: 27-30. https://www.researchgate.net/profile/Michel_Le_Duff3/

Lezama C, Carranza A, Fallabrino A, Estrades A, Scarabino F, López-Mendilaharsu M 2013. Unintended backpackers: bio-fouling of the invasive gastropod *Rapana venosa* on the green turtle *Chelonia mydas* in the Río de la Plata Estuary, Uruguay. *Biological Invasions* 15: 483-487. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-012-0307-9>

Mann, R, & Harding, JM 2003. Salinity tolerance of larval *Rapana venosa*: implications for dispersal and establishment of an invading predatory gastropod on the North American Atlantic coast. *The Biological Bulletin* 204: 96-103. <https://doi.org/10.2307/1543499>

Spotorno-Oliveira P, Lopes RP, Larroque A, Monteiro D, Dentzien-Dias P, de Souza Tâmega FT 2020. First detection of the non-indigenous gastropod *Rapana venosa* in the southernmost coast of Brazil. *Continental Shelf Research* 194: 104047. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0278434320300030>

Zenetos A 2016. *Rapana venosa* spreadsheet. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/66682>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865

RISQUE : 0.75 ± 0.09

CONFIANCE : 1.23 ± 0.15

PRECISION : 1.25 ± 0.14

Nombre d'experts : 4

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance forte** ($x \geq 1,05$) et une **précision forte** ($x \geq 1,05$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 9/11 ; CM : 7/11 ; DV : 9/11 ; AN : 8/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 11/11 ; CM : 9/11 ; DV : 11/11 ; AN : 11/11) et précision (BP : 11/11 ; CM : 11/11 ; DV : 11/11 ; AN : 11/11).

Les individus sont facilement détectables lorsque l'abondance est importante (*i.e.*, pendant les périodes de prolifération (Marchesseaux et al. 2020a), sinon, nécessite un screening de l'ensemble de l'échantillon vivant capturé au filet (Antajan et al. 2014). La description morphologique de *M. leidyi* peut être trouvée dans différentes publications avec photos à l'appui permettant d'éviter les confusions avec d'autres espèces (Van Ginderdeuren et al. 2012; Antajan et al. 2014; Shiganova 2020 ; Purcell 1988) a également publié une méthode permettant d'identifier les individus préservés dans le formol.

L'introduction est associée au transport maritime et à l'augmentation de la connectivité entre certains bassins (Seebens et al. 2019) Introduite involontairement en Manche et Mer du Nord depuis 2005 dans le port du Havre (Antajan et al. 2014), en Méditerranée depuis les années 1990 (thèse G. Marchesseaux) et dans le Golfe de Gascogne depuis 2014 (Jaspers et al. 2018 ; Shiganova et al. 2019). Les introductions involontaires sont en relation avec le transport maritime (Shiganova et al. 2019 ; Seebens et al. 2019). Les individus introduits en Mer Noire proviennent du Golfe du Mexique et la population s'est étendue dans le bassin Méditerranéen. Ceux introduits en Mer du Nord et Mer Baltique proviennent des Etats-Unis (Baie de Narragansett : Reusch et al. 2010).

L'espèce est eurytherme et euryhaline ce qui facilite son établissement dans les eaux estuariennes et côtières (Purcell et al. 2001). Comme la plupart des organismes gélatineux, *M. leidyi* bénéficie du réchauffement global des eaux (la température est un facteur prépondérant dans certains milieux) et d'une augmentation de la perturbation des milieux (Shiganova et al. 2019). Les Baies semi-fermées constituent des milieux propices à sa prolifération dans la partie Eurasienne (e.g. étang de Berre ; Delpy et al. 2016 ; Marchesseaux et al. 2020b). L'espèce présente une forte plasticité physiologique et phénotypique. Elle est également capable d'hiverner (overwintering) et de réduire son métabolisme, son activité alimentaire et sa taille (consommation des réserves de la mésoglyée) lorsque les conditions environnementales sont défavorables (Shiganova 2020). Certains prédateurs de *M. leidyi* ont été identifiés et pourraient limiter le développement de la population et de fait, leur période de prolifération : des cnidaires (Javidpour et al. 2009 ; Hosia et Titelman 2001), des cténaires (Hosia et al. 2011), et de poissons (Mianzan et al. 1996 ; Schaber et al. 2011). Par ailleurs, *Aurelia aurita* (cnidaire) constitue un des compétiteurs principaux de *M. leidyi* dans les écosystèmes tempérés (eaux côtières, lagons, fjords et estuaires ; Shiganova et al. 2019), et Hamer et al. (2001) ont rapporté une compétition avec le cténaire *Pleurobrachia pileus*. *M. leidyi* consomment des ressources trophiques naturelles (œufs et larves de poissons, zooplancton-copépodes; Costello et al. 2012). L'urbanisation massive des environs de l'étang de Berre (1973-1990) et le principal apport d'eau douce provenant du canal de dérivation de la Durance, construit par l'homme pour alimenter la centrale hydroélectrique, a entraîné une baisse de salinité propice à l'établissement de l'espèce (Delpy et al. 2016). Des transferts par voie maritime à échelle locale ont été envisagés en Baie sud de la mer du nord (Antajan et al. 2014) comme en Méditerranée (Ghabooli et al. 2013), et la dispersion naturelle se fait par advection, dérive, processus de circulation océanique à plus ou moins grandes échelles (Jaspers et al. 2018).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 4/9 ; CM : 6/9 ; DV : 3/9 ; AN : 3/9), avis rendu avec confiance assez forte (BP : 9/9 ; CM : 8/9 ; DV : 3/9 ; AN : 8/9), et une précision assez forte (BP : 9/9 ; CM : 9/9 ; DV : 7/9 ; AN : 8/9).

Impacts démontrés par le passé sur la dynamique des populations de poissons en Mer Noire et effets cumulés à une pression de pêche importante (Shiganova et al. 2004) : l'invasion de l'espèce a entraîné une complète désorganisation du réseau trophique planctonique impactant les communautés natives benthiques et pélagiques de proies potentielles (copépodes, larves de gastéropodes, anchois) et celle des consommateurs de niveaux trophiques supérieurs (poissons commerciaux ; Shiganova et al. 2004, 2019), comme une chute des stocks d'anchois observée en Mer Noire (Oguz et al. 2008). Les habitats peuvent être affectés indirectement en favorisant l'eutrophisation (thèse Marchesseaux). Lors des proliférations, le colmatage des filets de pêche entraînent une réduction des prises de pêche et peu impacter cette activité. La consommation directe des ressources exploitées (poissons) peut impacter l'économie de la pêche (Knowler 2005) : l'effondrement des stocks d'anchois et de sardines en Mer Noire qui aurait coûté 350M€ (Marchesseaux 2019). Sans risque pour la santé humaine, l'aspect gélatineux peut incommoder les baigneurs (Marchesseaux 2019).

Antajan E, Bastian T, Raud T, Brylinski JM, Hoffman S, Breton G, Cornille V, Delegrange A, Vincent D, 2014. The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? *Aquatic Invasions*. 9(2): 167-173 <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.2.05>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

- Costello JH, Bayha KM, Mianzan HW, Shiganova TA, Pucell JE, 2012. Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: lobate from a native to an exotic species: a review. *Hydrobiologia*. 690: 21-46 <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1037-9>
- Delpy F, Albouy-Boyer S, Pagano M, Thibault D, Blanchot J, Guilaumon F, Molinero JC, Bonnet D, 2016. Identifying the drivers of abundance and size of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Northwestern Mediterranean lagoons. *Marine Environmental Research*. 119: 114-125. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.026>
- Ghabooli S, Shiganova TA, Briski E, Piraino S, Fuentes V, Thibault-Bota D, Angel DL, Cristescu ME, MacIsaac HJ, 2013. Invasion pathway of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Mediterranean Sea. *PLoSone* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081067>
- Hamer HH, Malzahn AM, Boersma M, 2001. The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi*: a threat to fish recruitment in the North Sea? *Journal of Plankton Research*. 33(1): 137-144. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq100>
- Hosia A, Titelman J, Hansson LJ, Heraldson M, 2011. Interactions between native and alien ctenophores: *Beroe gracilis* and *Mnemiopsis leidyi* in Gullmarsfjorden. *Marine Ecology Progress Series*. 422: 129-138 - <http://dx.doi.org/10.3354/meps08926>
- Hosia A, Titelman J, 2001. Intraguild predation between the native North Sea jellyfish *Cyanea capillata* and the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. *Journal of Plankton Research*. 33(3): 535-540 - <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbq106>
- Jaspers C, Huwer B, Antajan E, Hosia A, Hinrichsen HH, Biastoch A, Angel D, Asmus R, Augustin C, Bagheri S, Beggs SE, Balsby TJS, Boersma M, Bonnet D, Christensen JT, Dänhardt A, Delpy F, Falkenhaus T, Finenko G, Fleming NEC, Fuentes V, Galil B, Gittenberg A, Griffin DC, Haslob H, Javidpour J, Kamburska L, Kube S, Langenberg VT, Lehtiniemi M, Lombard F, Malzahn A, Marambio M, Mihneva V, Møller LF, Niermann U, Okyar MI, Özdemir ZB, Pitois S, Reusch TBH, Robbens J, Stefanova K, Thibault D, van der Veer HW, Vanseenbrugge L, van Walraven L, Woźniczka A, 2018. Ocean current connectivity propelling the secondary spread of a marine invasive comb jelly across western Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*. 27(7): 814-827 - <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12742>
- Javidpour J, Molinero JC, Lehmann A, Hansen T, Sommer U, 2009. Annual assessment of the predation of *Mnemiopsis leidyi* in a new invaded environment, the Kiel Fjord (Western Baltic Sea): a matter of concern? *Journal of Plankton Research*. 31(7): 729-738- <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbp021>
- Knowler D, 2005. Reassessing the costs of biological invasion: *Mnemiopsis leidyi* in the Black sea. *Ecological Economics* 52:187-199 <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.06.013>
- Marchessaux G, 2019. Etude de l'anthroposystème emblématique de l'étang de Berre: approches écosystémique et sociologique de l'impact du cténaire invasif *Mnemiopsis leidyi*. Université d'Aix-Marseille. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02143401/document>
- Marchessaux G, Nicolas D, Crivelli AJ, Contournet P, Thibault D, 2020a. Presence of the introduced ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 in a lagoon system within the River Rhône delta (Southeast France). *BioInvasions Records*. 9(3): 471-481 <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2020.9.3.03>
- Marchessaux G, Faure V, Chevalier C, Thibault D, 2020b. Refugia area for the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in the Berre Lagoon (southeast France): the key to its persistence. *Regional Studies in Marine Science*. 39: 101409 - <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101409>
- Mianzan HW, Mari N, Prenski B, Sanchez F, 1996. Fish predation on neritic ctenophores from the Argentine continental shelf: a neglected food resource? *Fisheries research*. 27:69-79 - [http://dx.doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00459-9](http://dx.doi.org/10.1016/0165-7836(95)00459-9)
- Oguz T, Fach B, Salihoglu B, 2008. Invasion dynamics of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and its impact on anchovy collapse in the Black Sea. *Journal of Plankton Research*. 30(12): 1385-1397 - <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn094>
- Purcell JE, 1988. Quantification of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora, Lobata) from formalin preserved plankton samples. *Marine Ecology Progress Series*. 45: 197-200; <http://dx.doi.org/10.3354/meps045197>
- Purcell JE, Shiganova TA, Decker MB, Houde, ED, 2001. The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. *Jellyfish Blooms: Ecological and Societal Importance*. 145-176; https://doi.org/10.1007/978-94-010-0722-1_13
- Reusch TBH, Bolte S, Sparwel M, Moss AG, Javidpour J. 2010. Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). *Molecular Ecology*. 19(13) 2690-2699; <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04701.x>
- Schaber M, Haslob H, Huwer B, Harjes A, Hinrichsen HH, Köster FW, Storr-Paulsen M, Schmidt JO, Voss R. 2011. The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the central Baltic Sea: seasonal phenology and hydrographic influence on spatio-temporal distribution patterns. *Journal of Plankton Research*. 33(7): 1053-1065 - <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbq167>
- Seebens H, Briski E, Ghabooli S, Shiganova T, MacIsaac HJ, Blasius B, 2019. Non-native species spread in a complex network: the interaction of global transport and local population dynamics determines invasion success. *Proceedings of the Royal Society B*. 286: 2019003 <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0036>
- Shiganova TA, 2020. Adaptive strategies of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in different environments of the Eurasian seas. *Marine Pollution Bulletin*. 161(A): 111373- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111373>
- Shiganova TA, Dumont HJ, Mikaelyan A, Glazov DM, Bulgakova YV, Musaeva EI, Sorokin PY, Pautova LA, Mirzoyan ZA, Studenikina EI, 2004. Interactions between the invading ctenophores *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) and *Beroe ovata* Mayer 1912, and their influence on the pelagic ecosystem of the Northeastern Black Sea. In: Dumont H., Shiganova T.A., Niermann U. (eds) *Aquatic Invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas*. Nato Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences (IV: Earth and Environmental Science), vol 35. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-2152-6_2
- Shiganova TA, Sommer U, Javidpour J, Molinero JC, Malej A, Kazmin AS, Isinibilir M, Christou E, Siokou-Frangou I, Marambio M, Fuentes V, Mirzoyan ZA, Gülsahin N, Lombard F, Lilley MKS, Angel DL, Bonnet D, Delpy F, 2019; Patterns of invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* distribution and variability in different recipient environments of the Eurasian seas: A review. *Marine Environmental Research*. 152 : 104791 - <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104791>
- Van Ginderdeuren K, Hostens K, Hoffman S, Vansteenbrugge L, Soenen K, De Blauwe H, Robbens J, Vincx M. Distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea. 2012. *Aquatic Invasions*. 7(2): 163-169 - <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.2.002>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Crepidula fornicata (Linnaeus, 1758)

RISQUE : 0.75 ± 0.10

CONFIANCE : 1.22 ± 0.18

PRECISION : 1.07 ± 0.16

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance forte** ($x \geq 1,05$) et une **précision forte** ($x \geq 1,05$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 9/11 ; LG : 10/11 ; XdM : 9/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 11/11 ; LG : 11/11 ; XdM : 9/11) et précision (BP : 11/11 ; LG : 11/11 ; XdM : 10/11).

Espèce signalée depuis 1949 le long des côtes de Manche et golfe de Gascogne (Blanchard 1995, 1997 ; Stiger-Pouvreau et Thouzeau 2015). La crépidule a été introduite par des salissures sur les bateaux, barges, pontons, etc... lors des opérations de débarquement en juin 1944 (Blanchard 1995, 1997 ; Stiger-Pouvreau & Thouzeau 2015). Il s'agit donc d'une arrivée massive d'individus mais sur une période de temps relativement courte. Dorénavant, la crépidule est certainement fréquemment introduite mais avec peu d'individus (échanges cultures marines, rejets de pêche, ballasts), rarement avec beaucoup d'individus (rejets de pêche ou dragages). Nombreux vecteurs potentiels d'introductions primaires ou secondaires, selon l'échelle considérée : eaux de ballasts pour les larves, échanges de lots ou structures cultures marines, bio salissures, rejets arts traînants, etc.

Il est avéré que l'espèce est capable de se reproduire sur l'ensemble de la zone d'intérêt (Richard 2005 ; Richard et al. 2006), comme elle l'est sur des latitudes plus élevées (Chipperfield 1951 ; Richard 2005 ; Bohn et al. 2012). Elle présente une forte plasticité aux facteurs environnementaux (espèce généraliste de l'habitat) : trouvée sur des sédiments variables (vases à rocheux et/ou en épibiose fréquentes), à des profondeurs variables (littoral à -80 m au large d'Ouessant), sur habitats naturels ou anthropiques. Longue résistance (plusieurs jours) à la dessiccation et survie hors de l'eau.

La dynamique de population des crépidules ne semble pas contrôlée par les facteurs biotiques. Si des expériences en laboratoire ont mis en évidence que certains prédateurs (e.g. crabes) (Li & Pechenik 2004) ou assimilés (éponges perforantes) (Le Cam & Viard 2011) pouvaient tuer des crépidules, l'effet à l'échelle populationnelle n'a jamais été démontré. Les crépidules paraissent également dénuées de macro parasites (Pechenik et al. 2001 ; Thieltges et al. 2006). Quant à la compétition, elle pourrait s'exercer à l'échelle intra spécifique, mais les études montrent plutôt une autostimulation, c'est à dire une facilitation (de Montaudouin & Accolla 2018). Par ailleurs, sur les sites où la crépidule est en régression, aucun contrôle biotique n'a été identifié (Androuin 2018). Quelques cas de régression d'abondance localisées (en rade de Brest : Laurent Guérin, com. pers.) mais exceptionnels.

Chez la crépidule, les possibilités naturelles de dispersion à moyenne et grande échelles (> 100 m) ne concernent que la phase larvaire (Rigal 2009 ; Pechenik & Levine 2007). La crépidule occupe aujourd'hui déjà la majorité des habitats compatibles avec sa niche écologique. Certains sites apparemment indemnes de crépidules, cependant (e.g. lac d'Hossegor), pourraient encore "l'accueillir".

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 3/9 ; LG : 5/9 ; XdM : 1/9), avis rendu avec confiance moyenne à faible (BP : 9/9 ; LG : 4/9 ; XdM : 5/9), et une précision assez forte (BP : 9/9 ; LG : 5/9 ; XdM : 5/9).

Quelques études ont mesuré les effets des crépidules sur les paramètres dynamiques de quelques espèces associées, à une petite échelle. Ainsi, aucun effet n'a été noté en cohabitation expérimentale avec des huîtres dans le bassin d'Arcachon (de Montaudouin et al. 1999), un effet négatif a été noté chez la coquille Saint-Jacques en termes de taille et de poids (Bachelet 2000). Un effet positif a été suggéré sur les populations de moules, considérant que lorsqu'elles portaient en phorésie des crépidules elles étaient moins prédatées par les étoiles de mer (Thieltges 2005). Tous ces effets sont "à la marge" et le seul effet à grande échelle rapporté (mais non publié) concernerait l'installation de *Chlamys* favorisée par l'augmentation de substrats durs causée par la prolifération des crépidules. Cependant, une corrélation négative a été notée entre la présence de crépidules en Rade de Brest et la présence d'*Aequipecten opercularis* (Chauvaud 1998). Enfin, un travail de modélisation a prédit que la compétition spatiale entre la coquille Saint-Jacques et la crépidule se ferait plutôt au détriment de la coquille Saint-Jacques (Mènesguen et al. 2018). Au vu des régimes trophiques similaires (Sauriau et al. 2002 ; Androuin 2018), il est attendu une compétition avec les huîtres et donc un impact négatif sur l'ostréiculture, principalement dans le cas où les parcs seraient installés dans des milieux pauvres en phytoplancton (de Montaudouin et al. 1999), ce qui n'est généralement pas le cas.

D'une manière générale, la crépidule augmente la sédimentation fine (Ehrhold et al. 1998) en modifiant les propriétés hydrodynamiques à l'interface eau-sédiment (Moulin et al. 2007), et, évidemment, introduit des substrats durs (coquilles). Par ailleurs, par son activité de filtration, la crépidule est capable de modifier la structure des communautés phytoplanctoniques et d'avoir un impact significatif sur les cycles biogéochimiques et notamment ceux du carbone et de la silice (Ragueneau et al. 2005 ; Martin et al. 2006). Les études (peu nombreuses) sur le sujet font appel à de la modélisation et mettent surtout en exergue le rôle important de cette espèce dans les cycles biogéochimiques et sur l'impact sur la structure des peuplements phytoplanctoniques (Chauvaud et al. 2002). Plus récemment, Androuin (2018) a montré l'effet des crépidules sur le fonctionnement trophique des habitats en Rade de Brest, prédisant des bouleversements en cas de disparition de la crépidule.

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

- Androuin T, 2018. Ecologie trophique de l'espèce ingénier *Crepidula fornicata*, et implication pour le fonctionnement de son habitat. Thèse University of Bretagne Occidentale, France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02826777/>
- Bachelet G, 2000. Dynamique de populations du benthos à larves méroplanctoniques en environnement côtier: couplage physique-biologie et interactions d'espèces. RAPPORT PNEC, AT n°2.
- Blanchard M, 1995. Origine et état de la population de *Crepidula fornicata* Gastropoda Prosobranchia sur le littoral français. *Haliotis* **24**:75-86 <https://archimer.ifremer.fr/doc/1995/publication-6191.PDF>
- Blanchard M, 1997. Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* L. 1758 in Europe. Current state and consequences. *Scientia Marina* **61**:109-118 <https://archimer.ifremer.fr/doc/00423/53398/54271.pdf>
- Bohn K, Richardson C, Jenkins S 2012. The invasive gastropod *Crepidula fornicata*: reproduction and recruitment in the intertidal at its northernmost range in Wales, UK, and implications for its secondary spread. *Marine Biology* **159**:2091-2103 <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1997-3>
- Chauvaud L, 1998. La coquille Saint-Jacques en Rade de Brest : un modèle biologique d'étude des réponses de la faune benthique aux fluctuations de l'environnement. Thèse University of Bretagne Occidentale, France.
- Chipperfield PNJ, 1951. The breeding of *Crepidula fornicata* L. in the river Blackwater, Essex. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **30**:49-71 <https://doi.org/10.1017/S0025315400012571>
- de Montaudouin X, Accolla C, 2018. Intraspecific trade-offs between facilitation and competition in the invasive mollusc *Crepidula fornicata*. *Marine Ecology Progress Series* **604**:163-171. <https://doi.org/10.3354/meps12726>
- de Montaudouin X, Audemard C, Labourg P-J, 1999. Does the Slipper Limpet *Crepidula fornicata*, L. impair oyster growth and zoobenthos biodiversity? A revisited hypothesis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **235**:105-124. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00167-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00167-1)
- Ehrhold A, Blanchard M, Auffret JP, Garland T, 1998. Conséquences de la prolifération de la crépidule *Crepidula fornicata* sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel Manche, France. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris* **327**:583-588. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(99\)80111-6](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(99)80111-6)
- Le Cam S & Viard F, 2011. Infestation of the invasive mollusc *Crepidula fornicata* by the native shell borer *Cliona celata*: a case of high parasite load without detrimental effects. *Biological Invasions* **13**:1087-1098 <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9958-1>
- Li W, Pechenik JA, 2004. A forced association between the slipper snail *Crepidula convexa* and the hermit crab *Pagurus longicarpus*?-possible influence from a third party. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **311**:339-354 <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.05.014>
- Martin S, Thouzeau G, Chauvaud L, Jean F, Guérin L, 2006. Respiration, calcification, and excretion of the invasive slipper limpet, *Crepidula fornicata* L.: Implications for carbon, carbonate, and fluxes in affected areas. *Limnology and Oceanography* **51**:1996-2007. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.1996>
- Menesguen A, Hachet A, Gregoris T, 2018. Modelling benthic invasion by the colonial gastropod *Crepidula fornicata* and its competition with the bivalve *Pecten maximus*. 2. Coupling the 0D model of colony-forming species to a connectivity matrix for a realistic distributed simulation of benthic invasion. *Ecological Modelling* **375**:30-44 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.02.015>
- Moulin F, Guizen K, Thouzeau G, Chapalain G, Mülleners K, Bourg C, 2007. Impact of an invasive species, *Crepidula fornicata*, on the hydrodynamics and transport properties of the benthic boundary layer. *Aquatic Living Resource* **20**:15-31. <https://doi.org/10.1051/alr:2007012>
- Pechenik JA, Fried B, Simpkins HL, 2001. *Crepidula fornicata* is not a first intermediate host for trematodes: who is? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **261**:211-224 [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00270-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00270-2)
- Pechenik JA, Levine SH, 2007. Estimates of planktonic larval mortality using the marine gastropods *Crepidula fornicata* and *C. plana*. *Marine Ecology Progress Series* **344**:107-118. <https://doi.org/10.3354/meps06887>
- Ragueneau O, Chauvaud L, Moriceau B, Leynaert A, Thouzeau G, Donval A, Le Loc'h F, Jean F, 2005. Biodeposition by an invasive suspension feeder impacts the biogeochemical cycle of Si in a coastal ecosystem Bay of Brest, France. *Biogeochemistry* **75**:19-41. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5677-3>
- Richard J, Huet M, Thouzeau G, Paulet Y-M, 2006. Reproduction of the invasive slipper limpet, *Crepidula fornicata*, in the bay of Brest, France. *Marine Biology* **149**:789-801 <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0157-4>
- Richard J, 2005. *Crepidula fornicata* : un modèle biologique pour l'étude du rôle de la variabilité des caractères phénotypiques reproduction, croissance et nutrition sur les processus de colonisation en milieu marin. Thèse University of Genève, Suisse, and University of Bretagne Occidentale, France <http://archive-ouverte.unige.ch/unige:541>
- Rigal F, 2009. Dynamique spatio-temporelle du nuage larvaire du gastéropode introduit *Crepidula fornicata* au sein d'une baie mégatidale, la baie de Morlaix France. Thèse University Pierre et Marie Curie, Paris. <https://hal.sorbonne-universite.fr/tel-01112580>
- Sauriau P-G, de Montaudouin X, Gomez S, Joassard L, Bréret M, 2002. Programme LITEAU - La crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion - Chantier : Baie de Marennes-Oléron. RAPPORT Ifremer, Brest France. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00032/14292/>
- Stiger-Pouvreau V, Thouzeau G, 2015. Marine species introduced on the French Channel-Atlantic coasts: a review of main biological invasions and impacts. *Open Journal of Ecology* **5**:227-257 <https://doi.org/10.4236/oje.2015.55019>
- Thieltges DW, 2005. Benefit from an invader: American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces star fish predation on European mussels. *Hydrobiologia* **541**:241-244. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-4671-z>
- Thieltges DW, Krakau M, Andresen H, Fottner S, Reise K, 2006. Macroparasite community in molluscs of a tidal basin in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* **60**:307-316 <https://dx.doi.org/10.1007/s10152-006-0046-3>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Arcuatula senhousia (Benson, 1842)

RISQUE : 0.61 ± 0.10

CONFIANCE : 1.14 ± 0.17

PRECISION : 0.97 ± 0.15

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance forte** (≥ 1.05) et une **précision moyenne** ($0.53 \leq x \leq 1.04$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 8/11 ; CM : 8/11 ; GB : 8/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 10/11 ; CM : 8/11 ; GB : 11/11) et précision (BP : 11/11 ; CM : 11/11 ; GB : 11/11).

Espèce difficilement repérable pouvant être identifiée en se basant sur de la documentation (Zenetos et al. 2004). Le taxon a déjà été introduit en Méditerranée en 1982 (Hoenselaar & Hoenselaar 1989) et dans le Sud du Golfe de Gascogne depuis 2002 (Bachelet et al. 2009). Elle a été introduite involontairement avec les transferts d'huîtres japonaises *Magallana gigas* (Hoenselaar & Hoenselaar 1989 ; Bachelet et al. 2009). Il s'agit d'une espèce opportuniste colonisant surtout les substrats meubles mais aussi parfois les substrats durs et préférant les zones abritées telles que les lagunes et estuaires (Zenetos et al. 2004). Des constats de prédation par des crabes et des limicoles ont été faits dans d'autres pays (Mistri 2003 ; Creese et al. 1997). *A. senhousia* trouve dans nos eaux les ressources permettant son développement. Le taxon peut se disperser à la fois naturellement (phase larvaire planctonique transportée par les courants), mais aussi à l'aide des activités humaines (conchyliculture, eaux de ballast, salissures des coques de navires).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 4/9 ; CM : 1/9 ; GB : 2/9), avis rendu avec confiance moyenne à faible (BP : 5/9 ; CM : 2/9 ; GB : 7/9), et une précision assez forte (BP : 5/9 ; CM : 7/9 ; GB : 8/9).

A forte densité, elle peut entrer en compétition pour les ressources (Mistri 2004) et le tapis de byssus peut perturber la croissance des végétaux (Creese et al. 1997). L'espèce peut également modifier l'habitat en augmentant le taux de matière organique des sédiments par augmentation de dépôt de fèces et pseudo fèces (Mistri et al. 2004), et le fonctionnement de l'écosystème en modifiant les flux de nutriments à l'interface eau-sédiment (Bernard et al. 2020). La gestion de cette espèce n'est à ce jour pas envisageable.

Bachelet G, Blanchet H, Cottet M, Dang C, de Montaudouin X, de Moura Queirós A, Gouillieux B & Lavesque N, 2009. A round-the-world tour almost completed: first records of the invasive mussel *Musculista senhousia* in the north-east Atlantic (southern Bay of Biscay). *Marine Biodiversity Records* 2 (e119)

Bernard G, Kauppi L, Lavesque N, Ciutat A, Grémare A, Massé C, Maire O, 2020. An invasive mussel (*Arcuatula senhousia*, (Benson 1842) interacts with resident biota in controlling benthic ecosystem functioning. *Journal of Marine Science and Engineering*. 8, 0963

Creese R, Hooker S, de Luca S & Wharton Y, 1997. Ecology and environmental impact of *Musculista senhousia* (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) in Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31:225-236

Hoenselaar HJ & Hoenselaar J, 1989. *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842) in the western Mediterranean (Bivalvia, Mytilidae). *Basteria* 53:73-76

Mistri M, 2003. Foraging behaviour and mutual interference in the Mediterranean shore crab, *Carcinus aestuarii*, preying upon the immigrant mussel *Musculista senhousia*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:155-159

Mistri M, 2004. Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? *Aquaculture*, 241:207-218

Mistri M, Rossi R, Fano EA, 2004. The spread of an alien bivalve (*Musculista senhousia*) in the Sacca di Goro Lagoon (Adriatic Sea, Italy). *Journal of Molluscan Studies* 70:257-261

Zenetos A, Gofas S, Russo G, Templado J 2004. CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 3. Molluscs. Monaco: CIESM Publishers.

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Callinectes sapidus Rathbun, 1896

RISQUE : 1.03 ± 0.10

CONFIANCE : 1.00 ± 0.18

PRECISION : 0.99 ± 0.17

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance et une précision moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$).

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (CM : 10/11 ; NB : 11/11 ; CL : 10/11), avis rendu avec une bonne confiance (CM : 10/11 ; NB : 9/11 ; CL : 8/11) et une bonne précision (CM : 10/11 ; NB : 11/11 ; CL : 8/11).

Espèce de grande taille, facile à identifier et à détecter, se distingue facilement des espèces natives en France (Noël 2017). Observée dans l'estuaire de la Gironde dès 1960, l'espèce est déjà installée sur toutes les façades du domaine métropolitain (Noël 2017 ; Labrune et al. 2019). Les voies d'introductions – volontaires et involontaires – sont connues : intentionnellement pour l'aquaculture (cas du Sénégal – N. Bierne com. pers.) ou involontairement par les navires (eaux de ballast), et propagation par dispersion larvaire. Largement pêchée et consommée dans certaines régions du monde, elle peut donner lieu à des introductions volontaires. Espèce supportant de larges gammes de température et de salinité, les habitats qu'elle rencontre en France sont par ailleurs similaires à ceux de sa zone native, et sont très répandus en Europe. En dehors des céphalopodes et de l'Homme, l'espèce a peu de prédateurs à l'âge adulte (à part pendant la mue), et de possibles parasites (N. Bierne com. pers.).

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est moyennement menaçante et peu gérable (CM : 3/9 ; NB : 5/9 ; CL : 5/9), avis rendu avec confiance moyenne (CM : 2/9 ; NB : 5/9 ; CL : 5/9), et assez précis (CM : 4/9 ; NB : 8/9 ; CL : 8/9).

C'est un prédateur très efficace, omnivore et nécrophage, au comportement agressif, qui peut s'attaquer entre autres aux espèces commerciales (moules, huîtres...) et aux ressources halieutiques. Il pourrait également occasionner des dégâts au matériel de pêche (filets), entraînant une certaine hostilité chez les conchyliculteurs et les pêcheurs. A noter qu'il est un prédateur de l'Hippocampe moucheté qui est une espèce protégée (N. Bierne com. pers.). Pas d'effets négatifs sur les habitats. Cependant les pêcheurs pourraient le voir aussi comme une opportunité d'exploitation. L'éradication est illusoire, mais une gestion par exploitation est possible.

Labrune C, Amilhat E, Amouroux JM, Jabouin C, Gigou A, Noël P 2019. The arrival of the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), in the Gulf of Lions (Mediterranean Sea). *BioInvasions Records* 8: 876–881, <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.4.16>

Noël P 2017. Le crabe bleu américain *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896). In: Muséum National d'Histoire Naturelle (ed), Inventaire national article du Patrimoine naturel, pp 1–30. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/350548/tab/fiche

Pezy JP, Raoux A, Baffreau A, Dauvin JC 2019. A well-established population of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the English Channel? *Cahiers de Biologie Marine* 60: 205-209 <https://doi.org/10.21411/CBM.A.1F874EAA>

Voir également : Allen US 2020. *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) spreadsheet. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/90126>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 – Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon – 33120 – Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Brachidontes pharaonis (P. Fischer, 1870)

RISQUE : 0.80 ± 0.10

CONFIANCE : 0.87 ± 0.17

PRECISION : 0.93 ± 0.16

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance et une précision moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 9/11 ; CM : 7/11 ; NB : 6/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 10/11 ; CM : 6/11 ; NB : 8/11) et précision (BP : 10/11 ; CM : 8/11 ; NB : 10/11).

Espèce à migration lessepsienne, de petite taille assez facile à détecter, dont l'identification nécessite une expertise. *A priori* absente en France métropolitaine (supposée présente, mais non validée, en Corse : Gouletquer 2016), cette moule est presque exclusivement introduite involontairement, en relation avec le trafic maritime, et dans une moindre mesure en relation avec les activités conchylicoles. Espèce euryhaline et eurytherme (Sara et al. 2008), elle est plutôt inféodée aux milieux benthiques intertidaux – les conditions de son établissement et de son expansion naturelle sont particulièrement réunies en Méditerranée. Au même titre que les autres espèces de moules, elle n'est pas à l'abri de prédateurs.

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 5/9 ; CM : 2/9 ; NB : 0/9), avis rendu avec confiance moyenne à faible (BP : 6/9 ; CM : 2/9 ; NB : 0/9), et une précision assez forte (BP : 8/9 ; CM : 5/9 ; NB : 7/9).

B. pharaonis pourrait entrer en compétition avec la moule méditerranéenne (Gouletquer 2016), et entraîner localement des modifications des communautés benthiques intertidales (Bonnici et al. 2012 ; Da Costa Fernandez 2020), ou créer un nouvel habitat biogénique (Cinar et al. 2017). Gestion qui n'entraînerait pas beaucoup d'impact sur les espèces indigènes et leurs habitats, mais peu envisageable une fois largement établie.

Bonnici L, Evans J, Borg JA, Schembri PJ 2012. Biological aspects and ecological effects of a bed of the invasive non-indigenous mussel *Brachidontes pharaonis* (Fischer P., 1870) in Malta. *Mediterranean Marine Science* **13**: 153-161. <https://doi.org/10.12681/mms.32>

Çinar M, Bakir K, Öztürk B, Katağan T, Doğan A, et al. 2017. Macrobenthic fauna associated with the invasive alien species *Brachidontes pharaonis* (Mollusca: Bivalvia) in the Levantine Sea (Turkey). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **97**: 613-628. <https://doi.org/10.1017/S0025315417000133>

Da Costa Fernandez F 2020. Datasheet on *Brachidontes pharaonis*. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/109127>

Gouletquer P 2016. *Guide des organismes exotiques marins*. 304 pp. Paris: Belin.

Sara G, Romano C, Widdows J, Staff FJ 2008. Effect of salinity and temperature on feeding physiology and scope for growth of an invasive species (*Brachidontes pharaonis* – (MOLLUSCA: BIVALVIA) within the Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **363**: 130-136. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.06.030>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 – Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr ; ^B Station marine d'Arcachon – 33120 – Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Didemnum vexillum Kott, 2002

RISQUE : 0.75 ± 0.10

CONFIANCE : 0.97 ± 0.17

PRECISION : 1.02 ± 0.15

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$) et une **précision moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 8/11 ; CM : 7/11 ; FV : 10/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 10/11 ; CM : 8/11 ; FV : /11) et précision (BP : 10/11 ; CM : 11/11 ; FV : /11).

Espèce facile à détecter mais qui peut être confondue avec l'espèce nouvellement décrite et cryptogénique *Didemnum pseudovexillum* (Turon et al. 2020). Cette ascidie coloniale a été introduite involontairement sur l'ensemble des façades maritimes françaises (Ordóñez et al. 2015). Les conditions environnementales des eaux tempérées sont proches des conditions de l'aire native de cette espèce généraliste. Peu de prédateurs mais prédation reste possible (Forrest et al. 2013). L'espèce se développe sur tous les substrats durs artificiels et profite donc de la présence des ressources anthropiques. Cette espèce peut se disperser naturellement et involontairement avec les activités humaines.

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 5/9 ; CM : 5/9 ; FV : 3/9), avis rendu avec confiance moyenne à faible (BP : 8/9 ; CM : 6/9 ; FV : 2/9), et une précision assez forte (BP : 8/9 ; CM : 8/9 ; FV : 4/9).

Cette ascidie peut être une menace pour les espèces natives ainsi que pour les activités et les biens propres ou collectifs en colonisant les substrats durs. L'éradication à l'échelle locale est a priori envisageable (Coutts & Forrest, 2007)

Turon, X., Casso, M., Pascual, M. & Viard, F. (2020) Looks can be deceiving: *Didemnum pseudovexillum* sp. nov. (Ascidacea) in European harbours. *Marine Biodiversity*, 50

Ordóñez, V., Pascual, M., Fernández-Tejedor, M., Pineda, M.C., Tagliapietra, D. & Turon, X. (2015) Ongoing expansion of the worldwide invader *Didemnum vexillum* (Ascidacea) in the Mediterranean Sea: high plasticity of its biological cycle promotes establishment in warm waters. *Biological Invasions*, 17, 2075-2085

Forrest, B.M., Fletcher, L.M., Atalah, J., Piola, R.F. & Hopkins, G.A. (2013) Predation limits spread of *Didemnum vexillum* into natural habitats from refuges on anthropogenic structures. *PloS ONE*, 8, e82229

Dijkstra J. 2009. *Didemnum vexillum* (carpet sea squirt) datasheet. Invasive Species Compendium. C.A.B.I. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/107996#20E70722-BE14-4FB2-A999-EA091EA4A01D>

Coutts ADM, Forrest BM, 2007. Development and application of tools for incursion response: lessons learned from the management of the fouling pest *Didemnum vexillum*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1):154-162

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835)

RISQUE : 0.75 ± 0.10

CONFIANCE : 0.97 ± 0.17

PRECISION : 1.35 ± 0.15

Nombre d'experts : 3

Le score de **risque** est **moyen** ($0,53 \leq x \leq 1,04$), rendu avec une **confiance moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$) et une **précision moyenne** ($0,53 \leq x \leq 1,04$)

Synthèse de l'enquête (scores bruts) :

Concernant les processus d'invasion, l'espèce est fortement invasive (BP : 9/11 ; CM : 10/11 ; JPP : 9/11), avis rendu avec une forte confiance (BP : 11/11 ; CM : 10/11 ; JPP : 9/11) et précision (BP : 11/11 ; CM : 8/11 ; JPP : 11/11).

Le crabe sanguin est facile à détecter et identifier. Cette espèce vit au niveau de la zone intertidale, plus particulièrement au niveau du médiolittoral moyen et supérieur, caché sous les pierres, qu'il suffit de retourner. Il a été introduit sur les côtes de la Manche (Gothland et al. 2013). Cette espèce est introduite involontairement, majoritairement en relation avec le trafic maritime, via les eaux de ballast et potentiellement sur les coques de bateaux (Breton et al. 2002). Il pourrait être introduit lors du transport de pochons d'huitre de la Normandie vers d'autres régions, ou lors d'activités de pêche de loisirs (comme appât par exemple) (Jean-Philippe Pezy, com. pers.). Cette espèce profite des ressources présentes, notamment les milieux avec la présence de moules et de balanes dont il se nourrit (Epifanio 2013 ; Pezy et Dauvin 2015), et peut être prédatée par certains poissons.

Il peut être dispersé involontairement ou naturellement (dispersion larvaire : Epifanio 2013), et trouve des conditions environnementales favorables à son installation (Breton et al. 2002). Il pourrait profiter de la mise en place de parc éolien, créant une zone intertidale permettant à l'espèce d'y vivre, et ces parcs – connectés entre eux – pouvant par ailleurs favoriser la dissémination des larves.

Concernant les menaces et la gestion, l'espèce est peu menaçante avec peu de possibilités de gestion (BP : 6/9 ; CM : 2/9 ; JPP : 2/9), avis rendu avec confiance moyenne à faible (BP : 9/9 ; CM : 3/9 ; JPP : 5/9), et une précision assez forte (BP : 9/9 ; CM : 8/9 ; JPP : 9/9).

Le crabe sanguin peut être une menace pour les espèces locales (par exemple le crabe vert : Pezy, en préparation) et les activités conchylicoles (Mytiliculture ; Epifanio, 2013 ; Pezy et Dauvin 2015). Sa gestion et son éradication ne semblent pas envisageables. Espèce présente sur de très nombreux sites, avec des densités pouvant atteindre plus de 100 individus par mètre carré (Jean-Philippe Pezy, com. pers.). Espèce vivant sous des rochers ou dans des anfractuosités, et formes larvaires (postlarves) vivant dans les moulières, qui n'est pas gérable sans dommages aux habitats ou aux espèces.

Breton G, Faasse M, Noël P, Vincent T, 2002. A new alien crab in Europe: *Hemigrapsus sanguineus* (Decapoda : Brachyura : Grapsidae). *Journal of Crustacean Biology* 22:184-189. <https://doi.org/10.1163/20021975-99990221>

Epifanio CE, 2013. Invasion biology of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 441:33-49. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.010>

Gothland M, Dauvin JC, Denis L, Jobert S, Ovaert J, Pezy JP, Spilmont N, 2013. Additional records and distribution (2011-2012) of *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) along the French coast of the English Channel. *Management of Biological Invasions* 4:305-315. <https://doi.org/10.3391/mbi.2013.4.4.05>

Pezy JP, Dauvin JC 2015. Are mussel beds a favourable habitat for settlement of *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835)? *Aquatic Invasions* 10:51-56 doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.1.05>

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.

ANNEXE I. Liste des 69 espèces non indigènes préalablement sélectionnées pour être priorisées.
*priorisées ou en cours de priorisation dans le présent travail.

**Arcuatula senhousia* (Benson, 1842)
**Botrylloides violaceus* Oka, 1927
**Brachidontes pharaonis* (P. Fischer, 1870)
**Callinectes sapidus* Rathbun, 1896
**Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758)
**Didemnum vexillum* Kott, 2002
**Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853
**Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835)
**Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)
**Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865
**Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913
**Pterois miles* (Bennett, 1828)
**Pterois volitans* (Linnaeus, 1758)
**Rapana venosa* (Valenciennes, 1846)
**Rugulopteryx okamurae* (Dawson) I.K.Hwang, W.J.Lee & H.S.Kim, 2009
Acrothamnion preissii (Sonder) E.M.Wollaston, 1968
Agarophyton vermiculophyllum (Ohmi) Gurgel, J.N.Norris & Fredericq, 2018
Anguillicoloides crassus (Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974) Moravec & Taraschewski, 1988
Asparagopsis armata Harvey, 1855
Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845
Asterocarpa humilis (Heller, 1878)
Austrominius modestus (Darwin, 1854)
Blackfordia virginica Mayer, 1910
Boccardia polybranchia (Haswell, 1885)
Bonnemaisonia hamifera Hariot, 1891
Botrylloides diegensis Ritter & Forsyth, 1917
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)
Bugulina stolonifera (Ryland, 1960)
Caprella mutica Schurin, 1935
Caulacanthus okamurae Yamada, 1933
Caulerpa cylindracea Sonder, 1845
Caulerpa taxifolia (M.Vahl) C.Agardh, 1817
Celleporaria brunnea (Hincks, 1884)
Celtodoryx ciocalyptoides (Burton, 1935)
Ciona robusta Hoshino & Tokioka, 1967
Codium fragile (Suringar) Hariot, 1889
Cordylophora caspia (Pallas, 1771)
Corella eumyota Traustedt, 1882
Dasysiphonia japonica (Yendo) H.-S.Kim, 2012
Ensis leei M. Huber, 2015
Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)
Fistularia commersonii Rüppell, 1838
Grandidierella japonica Stephensen, 1938
Grateloupia turuturu Yamada, 1941
Hemigrapsus takanoi Asakura & Watanabe, 2005
Hydroides dianthus (Verrill, 1873)
Hydroides ezoensis Okuda, 1934
Magallana gigas (Thunberg, 1793)
Mytilicola intestinalis Steuer, 1902
Mytilicola orientalis Mori, 1935
Ocinebrellus inornatus (Récluz, 1851)
Percnon gibbesi (H. Milne Edwards, 1853)
Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)
Sargassum muticum (Yendo) Fensholt, 1955
Schizoporella japonica Ortmann, 1890
Siganus luridus (Rüppell, 1829)
Siganus rivulatus Forsskål & Niebuhr, 1775
Spartina alterniflora Loisel.
Spartina townsendii var. *anglica* C.E. Hubbard
Styela clava Herdman, 1881
Styela plicata (Lesueur, 1823)
Teredo navalis Linnaeus, 1758
Tricellaria inopinata d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985
Tritia neritea (Linnaeus, 1758)
Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar, 1873
Urosalpinx cinerea (Say, 1822)
Watersipora subatra (Ortmann, 1890)
Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E.Norris, 1992
Xenostrobus securis (Lamarck, 1819)

^A 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire - 75005 - Paris ; benoit.pisanu@mnhn.fr, jessica.thevenot@mnhn.fr; ^B Station marine d'Arcachon - 33120 - Arcachon ; cecile.masse@mnhn.fr.