



Changement climatique et milieu marin en Corse

Report Card 2018

C2-Espèces non indigènes

Les espèces non-indigènes

Patrice Francour– Professeur à l'Université Nice Sophia Antipolis

Virginie Raybaud – Maître de Conférences à l'Université Nice Sophia Antipolis

Résumé

Les espèces non-indigènes (NIS) représentent l'une des causes majeures de perte de la biodiversité. La mer Méditerranée représente l'une des mers les plus envahies avec actuellement 821 espèces non-indigènes inventoriées. La majorité sont des espèces thermophiles, arrivées par le canal de Suez mais certaines NIS ont aussi étendu leur aire de répartition naturelle en passant par le détroit de Gibraltar. Le transport maritime, l'aquaculture et l'aquariologie représentent les autres vecteurs d'introduction des NIS. Actuellement, le bassin occidental de la Méditerranée est moins touché par l'arrivée de NIS que le bassin oriental mais le réchauffement climatique pourrait bien amplifier ce phénomène dans les prochaines décennies. Récemment, quelques individus, de plusieurs espèces lessepsiennes, ont été observés dans le bassin occidental et il est attendu que le réchauffement à venir des températures facilite leur installation. Les NIS sont à l'origine d'impacts multiples affectant les espèces natives, le fonctionnement des écosystèmes et les biens et services qu'ils fournissent. Par exemple, de nombreuses NIS sont toxiques et leur présence représente un vrai risque sanitaire. Pour lutter contre l'installation de nouvelles NIS ou essayer de contrôler celles déjà établies, de nouveaux réseaux d'observation se développent et des campagnes de sensibilisation sont mises en place. L'apport de la modélisation permet aussi de cartographier le risque d'installation des NIS et donc de définir les régions à surveiller en priorité.

A – Etat des connaissances sur l'arrivée des espèces non-indigènes

1 – Qu'est-ce qu'une espèce non-indigène ?

Les espèces non-indigènes (NIS), parfois également appelées espèces introduites ou exotiques, sont des plantes et des animaux ayant été introduits intentionnellement ou non, ayant établi des populations et s'étant propagés à l'état sauvage dans la nouvelle région d'accueil (Otero *et al.*, 2013). Dans leur aire de répartition d'origine, ces espèces vivent en équilibre avec leur milieu naturel local et les populations sont contrôlées par des interactions comme la prédation, le parasitisme et les maladies. Toutefois, dès qu'elles pénètrent dans un nouvel environnement, ces espèces risquent ne plus être contrôlées et, si elles s'établissent, peuvent alors devenir envahissantes.

Les NIS sont introduites hors de leur aire de répartition naturelle par voie humaine, soit directement soit indirectement, et peuvent nuire à la biodiversité ou aux services écosystémiques en entrant en concurrence et parfois en remplaçant les espèces autochtones, engendrant des modifications complexes dans la structure et la fonction du nouvel écosystème d'accueil. Grâce à certaines caractéristiques qui les rendent plus difficiles à contrôler et à contenir, les espèces envahissantes parviennent souvent à coloniser de nouveaux écosystèmes. Ces caractéristiques comprennent leur capacité à prospérer dans des environnements différents et à tolérer une grande diversité de conditions environnementales, des taux de croissance et de reproduction élevés, une absence de prédateur naturel et la capacité à exploiter différents types de sources d'alimentation.

En Méditerranée, 821 espèces non-indigènes sont actuellement répertoriées (Zenetos *et al.*, 2017). Il s'agit essentiellement d'organismes pluricellulaires ; les unicellulaires sont encore très mal connus.

2 – Les vecteurs d'arrivée en Méditerranée

La majorité des NIS, observées en Méditerranée orientale, sont entrées par le canal de Suez (espèces lessepsiennes) ; dans le bassin occidental, il s'agit actuellement plutôt d'espèces qui sont passées depuis l'Atlantique à travers le détroit de Gibraltar (espèces herculéennes). En accord avec la définition précédente, le passage d'une espèce par le canal de Suez est dû à une action indirecte de l'homme ; il s'agit donc bien d'une espèce non-indigène. Le passage par Gibraltar correspond à une extension de l'aire de distribution de l'espèce, même si elle peut être favorisée par le changement climatique d'origine anthropique. Outre ces entrées par des détroits, naturels ou creusés par l'homme, les transports par bateau représentent un des vecteurs les plus importants d'introduction. D'autres activités comme l'aquaculture et l'aquariologie peuvent aussi être des vecteurs d'introduction de NIS (Katsanevakis *et al.*, 2014).

Le transport par bateau sur de longues distances peut se faire de différentes façons pour les espèces : fixées sur la coque du navire, présentes dans les eaux de ballast ou encore retenues prisonnières dans les *sea-chests*. La fixation sur la coque des bateaux (ou fouling) concerne les végétaux et les invertébrés sessiles. La vétusté des peintures anti-fouling utilisées peut favoriser ce type de transport. Le transport dans les eaux de ballast ne peut se concevoir que pour les organismes pélagiques ou planctoniques de petite taille ou des larves, capables de passer à travers les crépines d'aspiration et capables de survivre dans l'obscurité (Bailey, 2015). De façon anecdotique, il est possible aussi que des espèces soient remontées sur les bateaux par les ancres et qu'elles résistent dans les puits de chaîne, avant d'être remises à l'eau, dans un nouvel environnement quand l'ancre est à nouveau mouillée. Ce moyen de transport a été supposé pour expliquer la dissémination de *Caulerpa taxifolia* (Sant *et al.*, 1996). Jusqu'à récemment, le transport de poissons d'une certaine taille par les bateaux semblait difficile ou impossible. Sur certains navires sont présents des *sea-chests*, cavités assez grandes (de la taille d'un homme ou plus), ouvertes sur l'extérieur et à partir desquelles l'eau destinée au ballast est pompée (Coutts & Dodgshun, 2007). Des poissons d'une certaine taille peuvent donc y trouver refuge. Lors de la navigation, la vitesse du navire va plaquer ces individus à l'intérieur. Ils ne pourront en sortir qu'à l'arrêt du navire. Un tel transport a été supposé pour *Oplegnathus fasciatus*, un poisson de l'océan Indien retrouvé à Malte (Schembri *et al.*, 2010).

L'aquariologie constitue une activité professionnelle (aquariums publics) et privée (aquariums personnels) qui représente un vecteur potentiel d'introduction si jamais des NIS, maintenues en aquarium, sont relâchées, intentionnellement ou non, en milieu marin. Les souches de *Caulerpa taxifolia* présentes en Méditerranée proviennent d'un aquarium public (Jousson *et al.*, 1998). Plusieurs espèces de poissons tropicaux, fréquemment utilisées en aquariologie, ont été récemment observées en Méditerranée (Zenetos *et al.*, 2016).

3 – Que se passe-t-il en Méditerranée nord-occidentale ?

La Méditerranée nord-occidentale n'est pas sous l'influence directe du canal de Suez. Les espèces lessepsiennes sont donc actuellement peu fréquentes dans le bassin occidental et majoritairement présentes dans le bassin oriental de la Méditerranée (Katsavenakis *et al.*, 2014). Les espèces non-indigènes du bassin occidental sont essentiellement d'origine atlantique. L'entrée par le détroit de Gibraltar pouvant correspondre à une extension naturelle d'une espèce fait que leur arrivée n'est pas obligatoirement liée aux activités humaines. Par exemple, l'extension progressive de *Parablennius pilicornis* depuis l'Atlantique tropical jusqu'à la Méditerranée n'est probablement pas due à l'homme (Pastor & Francour, 2010). Il en est de même pour d'autres espèces de l'Atlantique tropical (Ben Rais Lasram *et al.*, 2008). Toutefois, l'intensité des échanges commerciaux et privés rend assez probable l'arrivée d'une espèce non-indigène en Méditerranée occidentale par une autre voie. Par exemple, parmi les invertébrés, de nombreuses espèces exotiques sont actuellement observées dans les ports suite à leur introduction par les bateaux (voir par exemple López-Legentil *et al.*, 2015). De la même façon, l'intensité du commerce lié à l'aquariologie et à l'aquaculture fait que plusieurs espèces ont été introduites, volontairement ou non en Méditerranée occidentale, comme par exemple *Caulerpa taxifolia* (Jousson *et al.*, 1998), *Zebriasoma xanthurum* (Guidetti *et al.*, 2016), *Scatophagus argus* (Zammit & Schembri, 2011). Bien qu'aucune de ces espèces n'ait encore été identifiée le long du littoral de la Corse, au moins 49 NIS y sont déjà signalées (Monnier *et al.*, 2017). L'étang de Thau représente certainement le lieu où la richesse spécifique en macrophytes et en invertébrés non-indigènes est la plus élevée de Méditerranée nord-occidentale en raison des activités d'aquaculture (Katsavenakis *et al.*, 2014).

Au cours des 10 dernières années, plusieurs espèces lessepsiennes, déjà installées depuis de nombreuses années en Méditerranée orientale, ont été observées dans le bassin occidental (*Siganus luridus*, Daniel *et al.*, 2009; *Fistularia commersonii*, Bodilis *et al.*, 2011; *Lagocephalus sceleratus*, Kara *et al.*, 2015). Si certaines de ces espèces (*Fistularia commersonii*, *Siganus rivulatus*) fréquentent le littoral de la Corse, leurs signalisations restent limitées (Monnier *et al.*, 2017). Ces arrivées récentes pourraient être dues à une modification des échanges entre les deux bassins (Francour *et al.*, 2010; Otero *et al.*, 2013), en relation avec le changement climatique (e.g. Lascaratos *et al.*, 1999). Les différents scénarios proposés par le GIEC pour les prochaines décennies laissent craindre que le passage d'espèces lessepsiennes du bassin occidental au bassin oriental ne fasse que s'amplifier au cours des prochaines années. Une modélisation des changements à venir est donc fortement souhaitable afin d'anticiper l'arrivée de nouvelles espèces non-indigènes dans le bassin occidental (voir la dernière partie).

B – Impact du changement climatique sur l'extension des espèces exotiques

1 – Les modifications de la biodiversité native et des écosystèmes en place

L'installation d'espèces non-indigènes, qu'elles soient invasives ou non, a généralement un impact sur l'écosystème receveur, mais les milieux aquatiques sont encore très peu étudiés (Ehrenfeld, 2010). En Méditerranée

née, les principaux impacts sont rapportés dans le bassin oriental, avec une modification des chaînes trophiques (Goren *et al.*, 2016). Dans le bassin occidental, les principales références concernent les impacts liés à l'extension de *Caulerpa taxifolia* : diminutions d'abondance pour des poissons (Francour *et al.*, 1995) ou des invertébrés (Francour *et al.*, 2009), changement de comportement des poissons (Longepierre *et al.*, 2005) ou de couleur (Arigoni *et al.*, 2002).

Des modifications à l'échelle du paysage ont également été rapportées. En Méditerranée orientale par exemple, l'arrivée de poissons herbivores non-indigènes (*Siganus* spp.) a entraîné un *regime shift* avec la disparition des forêts de macrophytes dressées (Sala *et al.*, 2011). Dans le bassin occidental, l'homogénéisation des fonds lors de la colonisation par *C. taxifolia* se traduit par une perte de la complexité structurale de l'habitat et des impacts sur le recrutement des poissons (Cheminée *et al.*, 2016).

2 – Les modifications des activités humaines liées au milieu marin

Les modifications directes (diminution d'abondance) ou indirectes (modification au niveau paysager) des écosystèmes en place lors des invasions peut se traduire par une perturbation des activités extractives comme la pêche si les espèces indigènes sont moins abondantes ou si leur cycle biologique est perturbé (Kastavenakis *et al.*, 2014). Ces conséquences peuvent être négatives ou positives quand un service écosystémique est assuré ou amélioré par une espèce non-indigène. Par exemple, la présence d'espèces de poissons d'origine tropicale peut augmenter l'attrait des plongeurs sous-marins pour un site méditerranéen. Toutefois, les connaissances en Méditerranée sont encore très fragmentaires et ne permettent pas précisément d'évaluer ces impacts (Kastavenakis *et al.*, 2014).

3 – Les risques sanitaires liés à l'arrivée d'espèces exotiques

La présence de toxines est plus fréquente chez les espèces tropicales que tempérées. En conséquence, l'arrivée d'espèces non-indigènes d'origine tropicale augmente le risque de voir arriver des espèces toxiques. Cela diminue les possibilités d'avoir un contrôle naturel par un prédateur indigène, mais cela représente surtout un risque sanitaire potentiel. La présence d'espèces fortement toxiques en Méditerranée est déjà réelle avec le poisson pierre *Synanceia verrucosa* (Edelist *et al.*, 2011) et le poisson lion *Pterois miles* (Kletou *et al.*, 2016) pour ne citer qu'eux. Un poisson proche du fugu japonais, *Lagocephalus sceleratus*, est également présent en Méditerranée orientale et a atteint récemment le bassin occidental (Kara *et al.*, 2015). La consommation de cette espèce a causé des problèmes de santé humaine en Méditerranée orientale dès 2005 (Bentur *et al.*, 2008).

Il convient également de rappeler que les eaux de ballast peuvent transporter des organismes pathogènes et sont donc susceptibles d'être la cause de problèmes de santé publique (Takahashi *et al.*, 2008).

C – L'avenir : des modifications certaines qu'il faut apprendre à gérer

1 – Amélioration de la détection précoce des espèces exotiques

Il existe généralement un certain temps entre l'entrée d'une espèce non-indigène en Méditerranée et sa détection (Azzurro *et al.*, 2016). Ce décalage, selon son importance, peut limiter l'efficacité de toute mesure ultérieure de contrôle. La mise en place d'un réseau d'observateurs vise alors à améliorer les capacités de détection précoce des NIS. Le changement climatique actuel entraînera probablement une augmentation de l'arrivée d'espèces non-indigènes en Méditerranée dans les années à venir (voir ci-après). Il semble donc indispensable de développer des réseaux d'observateurs (Azzurro & Bariche, 2017) ou de favoriser les moyens de détection précoce en diffusant des plaquettes ou brochures spécifiques (Otero *et al.*, 2013). Dans cette optique, la Corse s'est dotée, depuis 2015, d'un réseau de suivi spécifique - le Réseau Alien Corse, dont l'objectif est la détection précoce des NIS (Monnier *et al.*, 2017). Ce réseau, via la participation de la FFESSM et des scientifiques, permet de disposer sur une large partie du littoral, d'observateurs régulièrement informés (action de sensibilisation par les cadre-relais, distribution de plaquettes immergeables, de fiches d'identification de NIS déjà signalées dans le bassin occidental ou présentes en Corse). La connaissance préalable de la probabilité d'installation d'une espèce dans les années à venir en fonction des changements climatiques attendus peut permettre de mieux cibler les campagnes de sensibilisation en focalisant précisément sur ces espèces.

2 – Utilisation des modèles de niche écologique pour prédire le risque d'établissement des espèces exotiques

Les modèles de niche écologique sont actuellement l'un des outils les plus utilisés pour étudier la distribution spatiale des organismes en lien avec les conditions environnementales. Leur objectif est de prédire la distribution géographique d'une espèce à partir d'une représentation mathématique de sa niche écologique (au

sens d'Hutchinson, 1957) et donc de cartographier sa probabilité de présence en fonction des conditions environnementales. Dans le cas des NIS, ces techniques permettent de d'établir des cartes de risque d'installation, c'est-à-dire des cartes illustrant la probabilité que l'espèce ne trouve des conditions favorables et ne s'installe dans un nouvel environnement (Raybaud *et al.*, 2015). Ainsi, dans le cas des NIS, les modèles de niche écologique permettent de prioriser les zones à surveiller en premier lieu dans le cadre de la détection précoce (Hattab *et al.*, 2017). Les modèles de niche écologique consistent à corréliser statistiquement l'occurrence d'une espèce (les lieux où elle a été observée) avec les facteurs environnementaux mesurés à cet endroit. La niche modélisée est tout d'abord projetée dans l'espace géographique de la région native afin de valider le modèle en le confrontant avec la distribution observée. Ensuite, dans le cas des NIS, la niche modélisée est projetée dans une ou plusieurs régions non-natives afin de cartographier le risque d'installation. Couplés avec les scénarios climatiques du GIEC, les modèles de niche écologiques permettent aussi de prévoir la distribution future des zones à risques, à toutes les échéances jusqu'à la fin du siècle et en fonction des différents scénarii socio-économiques (Beaugrand *et al.*, 2015; Bellard *et al.*, 2013; Raybaud *et al.*, 2015).

Bien que de nombreux progrès aient été effectués ces dernières années pour affiner les prédictions de ces modèles, de nombreuses améliorations restent encore à développer. Par exemple, les modèles de niche écologique sont établis espèce par espèce et ne considèrent pas les relations biotiques qui s'exercent entre les organismes comme par exemple la prédation ou encore la compétition (Mellin *et al.*, 2016). La prise en compte de l'ensemble des processus qui peuvent modifier la niche réalisée d'une espèce exotique représente la prochaine étape à franchir pour affiner les prédictions des zones à risque.

3 – Des mesures de gestion sont-elles envisageables ?

Les moyens actuels de gestion et de contrôle des espèces non-indigènes restent assez simples et reviennent à détruire les nouveaux individus (Otero *et al.*, 2013). Le recours à la lutte biologique est difficile et très rarement utilisé en milieu aquatique. Le succès de ces campagnes de destruction ne sera réel qu'à condition que cela soit débuté le plus en amont possible, juste après les premières détections. Une éradication est alors possible. Dans les autres cas, il ne s'agira que d'un contrôle qui doit alors être répété dans le temps. En Méditerranée occidentale par exemple, un arrachage régulier après des campagnes de prospection dans des hotspots de biodiversité permet de limiter l'extension de *C. taxifolia*, mais pas de l'éradiquer (Barcelo *et al.*, 2013).

Le degré d'invasibilité d'un milieu par des espèces non-indigènes repose sur de nombreux facteurs. Assez souvent, il est montré que l'invasibilité diminue quand la richesse spécifique du milieu receveur est élevée. Il peut donc être supposé que des milieux bien protégés dans lesquels la biomasse de prédateurs de haut niveau trophique est importante (réserves intégrales par exemple) sont des milieux où la probabilité d'installation d'une espèce sera plus faible en raison du contrôle potentiel exercé (Francour *et al.*, 2010). Cette hypothèse n'a pas encore pu être vérifiée en Méditerranée, surtout parce que de tels milieux sont présents en Méditerranée occidentale et que la majorité des espèces non-indigènes sont présentes dans le bassin oriental. Le maintien de peuplements en bon état représente toutefois un argument supplémentaire pour limiter la prolifération attendue d'espèces non-indigènes en Méditerranée suite aux changements climatiques actuels.

D - Références bibliographiques

- Arigoni S., Francour P., Harmelin-Vivien M., Zaninetti L. 2002. Adaptive coloration of Mediterranean labrid fishes to the new habitat provided by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia*. *Journal of Fish Biology*, 60: 1486-1497.
- Azzurro E., Bariche M. 2017. Local knowledge and awareness on the incipient lionfish invasion in the eastern Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Research*, DOI: 10.1071/MF16358.
- Azzurro E., Maynou F., Belmaker J., Golani D., Crooks J. A. 2016. Lag times in Lessepsian fish invasion. *Biological Invasions*, 18(10): 2761-2772.
- Bailey S. A. 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18(3): 261-268.
- Barcelo A., Cottalorda J.M., Peirache M., Jaubert R., Bergere H., Esposito G., Formentin J.Y., Gillet P., Houard T., Jullian E., Lefebvre C., Moreau S., Pironneau E., Robert P., Viviani R.A., Boudouresque C.F. 2013. Deux décennies d'amélioration des techniques de recherche et de contrôle du Chlorobionte invasif *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh dans les eaux du Parc national de Port-Cros (Méditerranée, France). *Sci. Rep. Port-Cros natl Park*, 27 : 437-450.
- Beaugrand G., Edwards M., Raybaud V., Goberville E., Kirby R.R. 2015. Future vulnerability of marine biodiversity compared with contemporary and past changes. *Nature Climate Change*, 5: 695-701.
- Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F. 2013. Will climate change promote

- future invasions? *Global Change Biology*, 19: 3740-3748.
- Ben Rais Lasram F., Tomasini J. A., Romdhane M. S., Do Chi T., Mouillot D. 2008. Historical colonization of the Mediterranean sea by Atlantic fishes: do biological traits matter? *Hydrobiologia*, 607: 51-62.
- Bentur Y., Ashkar J., Lurie Y., Levy Y., Azzam Z. S., Litmanovich M., Golik M., Gurevych B., Golani D., Eisenman A. 2008. Lessepsian migration and tetrodotoxin poisoning due to *Lagocephalus sceleratus* in the eastern Mediterranean. *Toxicon*, 52: 964-968.
- Bodilis P., Arceo H., Francour P. 2011. Further evidence of the establishment of *Fistularia commersonii* Rüppel, 1838 (Osteichthyes: Fistulariidae) in the North-Western Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 4, e18
- Cheminée A., Merigot B., Vanderklift M.A., Francour P. 2016. Does habitat complexity influence fish recruitment? *Mediterranean Marine Science*, 17(1): 39-46.
- Coutts A.D.M., Dodgshun T.J. 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: A protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (7): 875-886.
- Daniel B., Piro S., Charbonnel E., Bachet F., Francour P., Letourneur Y. 2009. Lessepsian rabbitfish *Signus luridus* reached the French Mediterranean coasts. *Cybium*, 33(2): 163-164.
- Edelist D., Spanier E., Golani D. 2011. Evidence for the occurrence of the Indo-Pacific stonefish, *Synanceia verrucosa* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Synanceiidae), in the Mediterranean Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 41(2): 129-131.
- Ehrenfeld J. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 41: 59-80.
- Francour P., Harmelin-Vivien M., Harmelin J.G., Duclerc J. 1995. Impact of *Caulerpa taxifolia* colonization on the littoral ichthyofauna of North-Western Mediterranean sea: preliminary results. *Hydrobiologia*, 300/301: 345-353.
- Francour P., Mangialajo L., Pastor J. 2010. Mediterranean marine protected areas and non-indigenous fish spreading. in: Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and renewal. D. Golani & B. Appelbaum-Golani eds., Pensoft Publisher, Sofia-Moscow: 127-144.
- Francour P., Pellissier V., Mangialajo L., Buisson E., Stadelmann B., Veillard N., Meinesz A., Thibaut T., Vaugelas de V. 2009. Changes in invertebrate assemblages of *Posidonia oceanica* beds following *Caulerpa taxifolia* invasion. *Vie Milieu*, 59(1): 31-38.
- Goren M., Galil B. S., Diamant A., Stern N., Levitt-Barmatz Y. 2016. Invading up the food web? Invasive fish in the southeastern Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 163(8): 180.
- Hattab T., Garzón-López C. X., Ewald M., Skowronek S., Aerts R., Horen H., Brasseur B., Gallet-Moron E., Spicher F., Decocq G. 2017. A unified framework to model the potential and realized distributions of invasive species within the invaded range. *Diversity and Distributions*: 1-14.
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quant Biol.*, 22: 415-427.
- Jousson O., Pawlowski J., Zaninetti L., Meinesz A., Boudouresque C. F. 1998. Molecular evidence for the aquarium origin of the green alga *Caulerpa taxifolia* introduced to the Mediterranean sea. *Marine Ecological Progress Series*, 172: 175-280.
- Kara M.H., Ben Lamine E., Francour P. 2015. Range expansion of the invasive pufferfish, *Lagocephalus sceleratus* (Actinopterygii: Tetraodontiformes: Tetraodontidae) to the south-western Mediterranean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(1): 103-108.
- Katsanevakis S., Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Ben Rais Lasram F., Zenetos A., Cardoso A. C. 2014. Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*, 1(32): 1-11.
- Katsanevakis S., Wallentinus I., Zenetos A., Leppäkoski E., Cinar M. E., Öztürk B., Grabowski M., Golani D., Cardoso A. C. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4): 391-423.
- Lascaratos A., Roether W., Nittis K., Klein B. 1999. Recent changes in deep water formation and spreading in the eastern Mediterranean Sea: a review. *Progress in Oceanography*, 44: 5-36.
- Longepierre S., Robert A., Levi F., Francour P. 2005. How invasive alga species (*Caulerpa taxifolia*) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish *Mullus surmuletus* in coastal Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 14: 365-376.
- López-Legentil S., Legentil M. L., Erwin P. M., Turon X. 2015. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biological Invasions*, 17: 1623-1638.
- Mellin C., Lurgi M., Matthews S., MacNeil M.A., Caley M., Bax N., Przeslawski R., Fordham D. 2016. Forecasting marine invasions under climate change: Biotic interactions and demographic processes matter. *Bi-*

- ological Conservation*, 204: 459-467.
- Otero M., Cebrian E., Francour P., Galil B., Savini D. 2013. Monitoring marine invasive species in Mediterranean marine protected areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers. IUCN publ., Malaga, Spain: 136 pp.
- Pastor J., Francour P. 2010. Occurrence and distribution range of *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) (Actinopterygii: Perciformes: Blenniidae) along the French Mediterranean coast. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 40(2): 179-185.
- Raybaud V., Beaugrand G., Dewarumez J.M., Luczak C. 2015. Climate-induced range shifts of the American jackknife clam *Ensis directus* in Europe. *Biological Invasions*, 17: 725-741.
- Sala E., Kizilkaya Z., Yildirim D., Ballesteros E. 2011. Alien Marine Fishes Deplete Algal Biomass in the Eastern Mediterranean. *PLoS One*, 6(2): e17356.
- Sant N., Delgado O., Rodriguez-Prieto C., Ballesteros E. 1996. The spreading of the introduced seaweed *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh in the Mediterranean sea: testing the boat transportation hypothesis. *Botanica marina.*, 39: 427-430.
- Schembri P.J., Bodilis P., Evans J., Francour P. 2010. Occurrence of barred knifejaw, *Oplegnathus fasciatus* (Actinopterygii: Perciformes: Oplegnathidae), in Malta (Central Mediterranean) with a discussion on possible modes of entry. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 40(2): 101-104.
- Takahashi C. K., Lourenço N. G. G. S., Lopes T. F., Rall V. L. M., Lopes C. A. M. 2008. Ballast water: a review of the impact on the world public health. *J. Venemon. Anim. Toxins incl. Trop. Dis.*, 14(3): 393-408.
- Zammit E., Schembri P. J. 2011. An overlooked and unexpected introduction? Occurrence of the spotted scat *Scatophagus argus* (Linnaeus, 1766) (Osteichthyes: Scatophagidae) in the Maltese Islands. *Aquatic Invasions*, 6(S1): S79-S83.
- Zenetos A., Apostolopoulos G., Crocetta F. 2016. Aquaria kept marine fish species possibly released in the Mediterranean Sea: first confirmation of intentional release in the wild. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(3): 255-262.
- Zenetos A., Cinar M. E., Crocetta F., Golani D., Rosso A., Servello G., Shenkar N., Turon X., Verlaque M. 2017. Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191: 171-187.