

Coastal Marine Protected Areas in the Azores: opportunities, benefits and limitations

MARA SCHMIING, PEDRO AFONSO & RICARDO S. SANTOS



Schmiing, M., P. Afonso & R.S. Santos 2014. Coastal Marine Protected Areas in the Azores: opportunities, benefits and limitations. Pp. 71-74 in: Carreira, G., F. Cardigos & F.M. Porteiro (Eds). The sea of the Azores: scientific forum for decision support. *Arquipelago*. Life and Marine Sciences. Supplement 8.

Mara Schmiing (e-mail: mschmiing@uac.pt), Centre of IMAR/Department of Oceanography and Fisheries of the University of the Azores and LARSyS – Associated Laboratory, 9901-862 Horta (Azores), Portugal

Marine protected areas (MPAs) are established worldwide as a conservation tool, for in-stance, to maintain biodiversity, preserve pristine habitats, and, in particular, manage fisheries. In this regard, MPAs may function as a recovery or refuge area for depleted fish stocks and complete or even provide greater benefit than conventional methods (Russ 2002; Botsford 2005; Higgins et al. 2008). There is rising evidence for the positive influence of MPAs on fish assemblages inside and in proximity to the protected area, although the magnitude of such effects can be species-dependent (e.g. Goñi et al. 2008; Claudet et al. 2010; Vandeperre et al. 2011). Effectiveness further depends on previous exploitation levels, ecological traits, adult movement and larval dispersal of target species, habitat characteristics, connectivity of single protected areas, as well as monitoring and enforcement (e.g. Russ 2002; Botsford 2005; Higgins et al. 2008; Claudet et al. 2010).

Several MPAs are designated in the Azores archipelago (mid-North Atlantic), most of them in coastal zones, including the “Island Natural Parks” (“Parque Natural da Ilha”, PNI) of each of the nine islands, following the classification of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Fig. 1). Only four areas of the PNIs are declared as nature reserves (IUCN category I) but the only true ‘no-take’ zone is the “Caldeirinhas” marine reserve in Faial Island (first established in 1988). Other very restrictive reserves, like the Formigas Islets (revised in 2003) off Santa Maria Island, allow for regulated operations of the commercial tuna fishing fleets.

We studied reef fish assemblages of these two reserves and a third voluntary reserve in Corvo Island, “Caneiro dos Meros” “Groupers’ alley”, (established in 1999). Abundance of commercial fishes was estimated by underwater visual censuses (Schmiing et al. 2013) and species were classified into ecological traits, according to their main habitat (benthic, pelagic, benthic-pelagic), maximum adult size (medium, large), home range (medium, large), and yearly displacement (small, medium, large) (Claudet et al. 2010). Generalised additive models (GAMs) were applied to model total abundance of an ecological trait as function of environmental covariates, including depth, rugosity, protection status (if applicable), and year since protection was implemented. Overall, results indicated that there was no effect of the protection status in Caneiro dos Meros (protected, unprotected), and only a limited effect in Caldeirinhas (protected, partial, unprotected). Abundances of more than half of the studied fish traits, especially in Caldeirinhas and Formigas Islets, were significantly influenced by the years since protection began and most decreased over time. An exception in Caldeirinhas were benthic fish abundances that fluctuated on a seven-year period, and pelagic fish abundances that increased for 14 years after declaration of the reserve but then dropped again. Lacking evidence for the effectiveness of protected

areas might be caused by missing enforcement and mismanagement, as observed elsewhere (Russ 2002).

Additionally, spatial distribution models for single species were estimated for Faial Island, including the neighbouring channel between Faial and Pico Island, as a first step for the assessment of the design (spacing, sizing) of the present MPA network (Schmiing et al. 2013). Results were used to establish predictive habitat maps in a geographic information system with the potential spatial distribution of target species down to the 40m isobath. By overlaying several species specific maps we identified rocky areas with shared potential presence of different trophic guilds that should be considered as a priority for conservation (Fig. 1): 50-83% of these “multi-species hotspots” (carnivores and omnivores, respectively) were located inside the existing MPA network. However, overall, such areas were much smaller than anticipated. Our habitat maps, and similar ones, are not only illustrative, and as such very comprehensible, but also provide increased opportunities for stakeholders and decision makers to perceive distinct spatial planning alternatives and support decision-making processes.

Summarizing, our study suggests that the current MPA network may be suboptimal, especially regarding the designation of true marine reserves, and could benefit, for instance, from improved enforcement.

As Áreas Marinhas Protegidas Costeiras dos Açores – oportunidades, benefícios e limitações

As áreas marinhas protegidas (AMPs) estão estabelecidas a nível mundial como instrumentos de conservação para, por exemplo, manter a biodiversidade, preservar habitats prístinos e, em particular, para a gestão das pescas. As AMPs podem funcionar como áreas da recuperação ou de refúgio para populações diminuídas e completar ou até mesmo fornecer um benefício maior do que os métodos convencionais de conservação (Russ 2002; Botsford 2005; Higgins et al. 2008). Os sinais da eficiência das AMPs relativamente às populações das comunidades de peixes, dentro e na proximidade dessas áreas, crescem constantemente. A magnitude desses efeitos varia de espécie para espécie (e.g. Goñi et al. 2008; Claudet et al. 2010; Vandepierre et al. 2011). A eficácia também depende dos níveis de exploração anterior, das características ecológicas, do movimento dos peixes adultos e da dispersão larval de espécies-alvo, das características do habitat, da conectividade entre as diferentes áreas protegidas e da vigilância e cumprimento das regras instituídas (e.g. Russ 2002; Botsford 2005; Higgins et al. 2008; Claudet et al. 2010).

No arquipélago dos Açores (Nordeste Atlântico) estão designadas várias AMPs. A maioria destas encontra-se nas zonas costeiras e estão incluídas nos Parques Naturais (PNI) de cada uma das nove ilhas (PNI). Todas as AMPs estão classificadas de acordo com as categorias da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (Fig. 1). No total, apenas quatro áreas são declaradas como reserva natural (IUCN categoria I), mas a única verdadeira zona de 'no-take' é a reserva marinha de "Caldeirinhas" na ilha do Faial (criado em 1988). Há outras pequenas zonas 'no-take' declaradas por razões arqueológicas. Outras reservas muito restritivas, como os “ilhéus das Formigas” (revista em 2003) integrado no PNI de Santa Maria, permitem as operações especialmente autorizadas de pesca de salto e vara por parte da frota de pesca comercial de atum.

Estudámos as comunidades de peixes dos habitats rochosas destas duas reservas a que adicionámos uma terceira, a reserva voluntária do Caneiro dos Meros, na ilha do Corvo (estabelecida em 1999). Estimámos as abundâncias de peixes comerciais através de censos visuais subaquáticos (Schmiing et al. 2013) e classificámos as espécies em grupos ecológicos, de acordo com o seu habitat principal (bentónico, pelágico, bento-pelágico), tamanho máximo de adulto (médio, grande), home range (médio, grande) e movimentação anual (pequena, média, grande) (Claudet et al. 2010). Usámos ‘generalised additive models’ (GAMs) para modelar a abundância total de cada grupo em função de variáveis ambientais, incluindo a profundidade, a rugosidade, o nível de protecção (se aplicável) e ano desde o início da protecção. Em geral, os resultados indicaram que não houve efeito do nível de protecção no Caneiro dos Meros (protegido, desprotegido) e apenas um efeito limitado nas Caldeirinhas (protegido, parcial, desprotegido). As abundâncias em mais da metade dos grupos estudados, especialmente nas Caldeirinhas e nos ilhéus das Formigas, foram significativamente influenciadas do ano desde o início da protecção e basicamente diminuíram ao longo do tempo. Exceptua-se a abundância de peixes bentónicos nas Caldeirinhas, que oscilaram num período de sete anos, e a abundância de peixes pelágicos, que aumentou durante 14 anos após a declaração da reserva, mas depois caiu novamente. A ausência de evidência para a eficácia das áreas protegidas pode ser causada pela falta de fiscalização e uma gestão incorrecta, como observado noutros locais (Russ 2002).

Além disso, modulámos a distribuição espacial de espécies individuais para a ilha do Faial, incluindo o canal adjacente da ilha do Pico, para avaliar o desenho (espaçamento, dimensionamento) da actual rede de AMPs (Schmiing et al. 2013). Usámos os resultados de modelação para estabelecer num sistema de informação geográfica com mapas preditivos da distribuição espacial potencial de espécies-alvos até os 40 m. Sobreposemos os mapas e identificámos áreas rochosas com a presença (potencial) comum de diferentes grupos tróficos. Estas áreas devem ser consideradas como áreas prioritárias da conservação (Fig. 1). 50-83% desses "hotspots multi-espécies" (carnívoros e onívoros, respectivamente) foram localizados dentro da rede existente de AMPs. Em geral, essas áreas são muito menores do que antecipado. Os mapas representadas neste estudo, tal como outros, não são apenas ilustrativos, e, como tal, facilmente compreensíveis, mas ajudam também a elucidar as entidades responsáveis e os utilizadores no sentido de entenderem as alternativas de desenho espacial e para apoiar a sua decisão em futuros processos de gestão.

Resumindo, o nosso estudo sugere que a rede actual das AMPs não está optimizada, sobretudo relativamente à designação das reservas marinhas ('no-take'), e poderia beneficiar, por exemplo, com uma melhor execução e cumprimento.

REFERENCES

- Botsford, L.W. 2005. Potential contributions of marine reserves to sustainable fisheries: recent modeling results. *Bulletin of Marine Science* 76(2): 245-259.
- Claudet, J., C.W. Osenberg, P. Domenici, F. Badalamenti, M. Milazzo, J.M. Falcón & I. Bertocci et al. 2010. Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications* 20: 830-839.
- Goñi, R., S. Adlerstein, D. Alvarez-Berastegui, A. Forcada, O. Renones, G. Criquet & S. Polti et al. 2008). Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366: 159-174.
- Higgins, R.M., F. Vandeperre, A. Perez-Ruzafa & R.S. Santos 2008. Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *Journal for Nature Conservation* 16(4): 222-233.
- Russ, G.R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. Pp. 421-443 in: Sale, P.F. (Ed.) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, San Diego, USA.

549 pp.

- Schmiing, M., P. Afonso, F. Tempera, & R.S. Santos 2013. Predictive habitat modelling of reef fishes with contrasting trophic ecologies. *Marine Ecology Progress Series* 474:201-216.
- Vandeperre, V., R.M. Higgins, J. Sánchez-Meca, F. Maynou, R. Goñi, P. Martín-Sosa & A. Pérez-Ruzafa et al. 2011. Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fishery yields: a meta-analytical approach. *Fish and Fisheries* 12(4): 412-426.