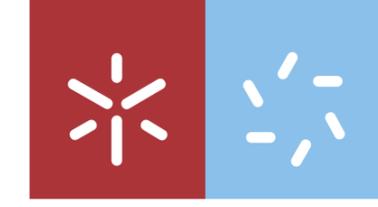


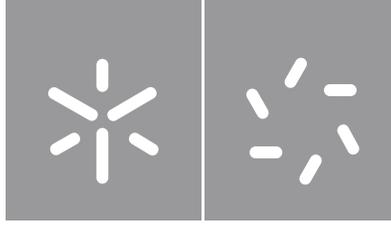


Edgar Fortunas Fernandes

Utilização de *Baited Remote Underwater Video Systems* na avaliação da diversidade de peixes

Universidade do Minho
Escola de Ciências





Universidade do Minho

Escola de Ciências

Edgar Fortunas Fernandes

Utilização de *Baited Remote Underwater Video Systems* na avaliação da diversidade de peixes

Tese de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação de
**Professor Doutor Pedro Alexandre
Faria Fernandes Teixeira Gomes**

abril 2019

Direitos de autor e condições de utilização do trabalho por terceiros

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.



Atribuição
CC BY

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Pedro Gomes, por me ter proporcionado a possibilidade de realizar este trabalho numa área que sempre quis explorar, pela amizade e por toda a ajuda prestada durante esta dissertação.

Aos meus colegas do Laboratório de Biologia Costeira e amigos, Marisa Gomes, pela simpatia e por todos os conselhos e ajuda prestada no decorrer desta dissertação, em especial nos momentos mais difíceis, Catarina Alves e Fábio Faria, pela amizade e companhia nas saídas de campo.

Aos meus dois amigos que se tornaram “irmãos”, Regina Neto e Diego Carreira Flores, é difícil expressar o quão grato estou por todo o apoio recebido nestes últimos anos e por todas as palavras amigas e incentivos.

Aos meus amigos, Cláudia Machado, Duarte Oliveira e Vânia Sousa, pelo carinho, incentivos e por se demonstrarem sempre prontos para ajudar.

Ao meu tio, Ricardo Fortunas, por me ter encorajado e se ter demonstrado sempre disponível a partilhar conhecimentos.

À minha família, Carla Fernandes, João Fernandes e Marta Viana, estarei eternamente grato por todo o apoio, carinho e paciência durante estes últimos anos (e toda a minha vida), sem a vossa ajuda a conclusão desta etapa nunca teria acontecido. À minha mãe, Carla Fernandes, um especial obrigado por ter feito um esforço monetário e sacrificado muito do seu tempo para que eu pudesse alcançar esta etapa e por isso lhe dedico esta dissertação.

A todos vós um sincero obrigado!

Declaração de integridade

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração. Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

Resumo

Os *Baited Remote Underwater Video Systems* (BRUVs) são uma estratégia de monitorização que, nas últimas décadas, tem vindo a aumentar a sua viabilidade na deteção de organismos aquáticos. O sistema BRUV é um método não destrutivo que utiliza câmaras de vídeo com o propósito de filmar e gravar os espécimes que atravessam o campo de visão.

Uma destas estruturas foi adaptada da literatura e utilizada na costa de Viana do Castelo (Portugal). De junho a outubro de 2018 fizeram-se 6 saídas de campo onde se mergulharam 17 vezes os BRUVs, com o propósito de comparar as comunidades piscícolas entre substratos rochosos e substratos arenosos; bem como identificar as espécies existentes neste local e qual a sua abundância, podendo assim verificar qual o desempenho desta metodologia nas águas a norte de Portugal comparativamente com os encontrados na literatura.

Utilizaram-se duas estruturas com as câmaras de vídeo dispostas nas configurações de 1080p e 30 fps. Com estas configurações foi possível fazer vídeos de aproximadamente 30 minutos entre os 7,5 e os 19,5 metros de profundidade. De forma a atrair os peixes para o campo de visão, utilizou-se isco que consistiu em peixes da família Scombridae (Sarda ou cavala) cortados em pequenos pedaços com vísceras de outros peixes com valores económicos baixos. Como método de eliminar as recontagens de indivíduos, utilizou-se o MaxN (número máximo de indivíduos de uma espécie observados num só *frame*). Na análise videográfica das gravações foram identificados 223 indivíduos, 158 em substrato arenoso e 65 em substrato rochoso. Destes indivíduos apenas 221 foram identificados à espécie, correspondendo a 20 espécies distintas, onde aproximadamente 55% corresponde à espécie *Ammodytes tobianus*.

Os resultados não foram suficientemente robustos para elaborar a comparação entre as comunidades nos dois tipos de substrato, mas permitiram ver quais as preferências de certas espécies por habitats. As características meteorológicas, em especial no ano de 2018, e as complicações logísticas encontradas ao longo deste trabalho levaram a que o uso desta metodologia não fosse ótima. No entanto, permitiu que fossem refletidos possíveis melhoramentos para viabilizar um sistema BRUV nas águas de Viana do Castelo.

Palavras-chave: BRUVs; Substrato; Viana do Castelo.

Abstract

Baited Remote Underwater Video Systems (BRUVs) are a monitoring strategy that, in the last decade, have been increasing their efficiency to detect aquatic organisms. A BRUV system is a non-destructive method and consists of the use of video cameras to film and record specimens that cross their field of view.

One of these structures was adapted from the literature and used at the coast of Viana do Castelo (Portugal). From June to October 2018, 6 field trips were carried out where the BRUVs were submerged 17 times, with the objective of comparing the fish communities between rocky and sandy substrates; as well as to identify the existing species in this region and how abundant they are, thus being able to verify the performance of this method in the northern waters of Portugal compared to those found in the literature.

Two structures were used with video cameras arranged in 1080p and 30 fps configurations. With these settings it was possible to record approximately 30 minutes videos while depth varied from 7 and 20 meters. In order to attract the fish within the cameras' field of view, the bait used was fish of the family Scombridae (Atlantic chub mackerel and Atlantic mackerel) cut in small pieces with viscera of other small fishes with a low economic value. In order to avoid multiple counting individuals, MaxN (maximum number of individuals of a single species observed in a single frame) was used. During the video analysis of the recordings, 223 individuals were identified, 158 on sandy and 65 on rocky substrate. From the sample 221 corresponded to an identifiable species, aggregated to a total of 20 distinct species, where approximately 55% corresponds to *Ammodytes tobianus*.

The obtained results were not robust enough to provide a comparison between the two types of substrate but allowed to identify the preferences of habitat for the different species. The meteorological characteristics, especially in 2018, and the logistic complications encountered throughout this project, revealed that the use of this methodology wasn't optimal. However, it allowed us to reflect upon possible improvements in enabling the use of BRUVs in the coastal waters of Viana do Castelo.

Keywords: BRUVs; Substrate; Viana do Castelo.

Índice

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Índice.....	vii
Índice de Figuras.....	ix
Índice de Tabelas.....	xi
1. Introdução.....	2
1.1 Impactos antropogénicos nos ecossistemas marinhos.....	2
1.2 Monitorização dos ecossistemas marinhos.....	3
1.3 Técnicas convencionais de monitorização marinha.....	4
1.4 Monitorização marinha em vídeo.....	5
1.4.1 BRUVs (<i>Baited Remote Underwater Video Systems</i>).....	6
1.5 Aplicações científicas dos BRUVs.....	9
1.6 Contagem de abundâncias.....	10
1.7 Objetivo de trabalho.....	10
2. Materiais e Métodos.....	12
2.1 Baited Remote Underwater Video Systems.....	12
2.2 BRUVs – Adaptações posteriores.....	13
2.3 Área de estudo.....	14
2.4 Procedimentos de amostragem.....	15
2.5 Análise Videográfica.....	17
3. Resultados.....	19
3.1 Tipos de substrato.....	19
3.2 Comunidade de peixes.....	19

3.3 Desempenho visual	20
4. Discussão	29
4.1 Metodologia e desempenho dos BRUVs na costa de Viana do Castelo	29
4.2 Dificuldades técnicas nos pré-requisitos para uma boa utilização de sistemas BRUV	32
4.3 Modificações e possíveis otimizações	34
5. Conclusão e perspetivas futuras	36
6. Referencias bibliográficas	38

Índice de Figuras

Figura 1- Frequência de estudos utilizando <i>Baited Remote Underwater Video systems</i> por ano desde 1995 até 2016. Gráfico retirado de Whitmarsh <i>et al.</i> (2016).	7
Figura 2 - Representações gráficas de sistemas BRUV em formato horizontal (a) e vertical (b). As imagens foram retiradas de Langlois <i>et al.</i> (2010) e Willis & Babcock, (2000) respetivamente. ...	8
Figura 3 - Representação da estrutura utilizada no estudo, ainda desprovida de câmaras e outros anexos necessários. a) Tubo principal com 1 metro de comprimento; b) Tubo de estabilidade com 0,5 m de comprimento; c) Tubo para o suporte da câmara com 0,24 m de comprimento; d) Tubo para o suporte do recipiente de isco com 0,35 m de comprimento.	12
Figura 4 - Representação final da estrutura utilizada com anexos (exceto câmara). a) Recipiente de plástico para isco. b) Peso de 2 kg para garantir estabilidade a estrutura. c) Corda unida na parte central da estrutura.	13
Figura 5 - Modificações elaboradas ao sistema BRUV após as primeiras amostragens. a) Placa metálica de estabilidade à câmara. b) Adaptação de segurança na base da estrutura.	14
Figura 6 - Mapa da costa de Viana do Castelo (escala 1:25000) com os pontos exatos de amostragem (vermelho).	15
Figura 7 - Exemplo da implantação das estruturas na água (a) e vista superficial após a largada da estrutura com a boia de identificação (b).	16
Figura 8 – Diferenciação de substratos. a) Rochoso filmado no dia 29/06/2018 onde é possível observar duas Fanecas (<i>Trisopterus luscus</i>); b) Arenoso filmado no dia 06/08/2018.	19
Figura 9 - Representação gráfica do número total de peixes de cada espécie observados em cada tipo de substrato (areia ou rocha).	20
Figura 10 – a) Exemplar de <i>Raja undulata</i> no solo, em aproximação ao isco; b) <i>Conger conger</i> filmado em substrato rochoso após a queda da estrutura devido à agitação marinha; c) Pequeno cardume de 5 indivíduos , 3 dos quais pertencendo à espécie <i>Trisopterus luscus</i> e dois à espécie <i>Diplodus vulgaris</i> ; d) Uma faneca (<i>Trisopterus luscus</i>) a interagir com a câmara num dia de muita agitação marinha; e) Interação de alguns indivíduos de <i>Trisopterus luscus</i> com o isco; f) Processo de implementação de uma BRUV onde se nota perfeitamente a libertação da pluma de isco. ...	21
Figura 11 - Frame de vídeo onde se nota uma forte ocorrência de crustáceos no substrato arenosos.	30

Figura 12 - Frame de vídeo demonstrando 5 espécimes de *Trisopterus luscus* nas redondezas do isco. 32

Figura 13 - Demonstração de uma amostragem com reduzida visibilidade..... 33

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Representação de todos os valores obtidos durante o trabalho de campo e posteriores análises videográficas. Tabela ordenada pelo tipo de substrato.	26
Tabela 2 – Valores de MaxN por ponto para cada uma das espécies filmadas.	27
Tabela 3 - Separação das diferentes espécies gravadas pelos dois tipos de substrato.	30

1. Introdução

1. Introdução

O planeta Terra é maioritariamente composto pelos seus oceanos (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010). Estas extensas massas de água albergam uma grande variedade de biótipos com uma abrangente biodiversidade (Volckaert *et al.*, 2008). Nos últimos anos, os oceanos têm sido um tema de grande procura informativa pelo papel que desempenham nos serviços dos ecossistemas e processos globais (Costanza *et al.*, 1997).

Os ecossistemas marinhos são mantidos através do fluxo de energia que é gerado pelas interações bióticas nas suas comunidades (Doney *et al.*, 2011). Através do agregado destas interações, os ecossistemas marinhos garantem não só grandes benefícios económicos, mas também serviços ecológicos fundamentais, tais como, aquaculturas, reciclagem do ciclo de nutrientes ou mesmo proteção contra alguns desastres climáticos (Scavia *et al.*, 2002). No entanto, com o rápido aumento da população mundial, as pressões sobre estes ecossistemas têm vindo também a crescer e a níveis cuja alteração deixa estes sistemas sob grande stress e, por isso, mais suscetíveis a alterações (Halpern *et al.*, 2008; Scavia *et al.*, 2002; Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010).

1.1 Impactos antropogénicos nos ecossistemas marinhos

O aumento da pressão antrópica sobre os oceanos traz graves consequências para os seus ecossistemas (Doney *et al.*, 2011). Por sua vez, estes demonstram ter grande dificuldade em conseguir lidar com as rápidas alterações a que ficam sujeitos (Folke *et al.*, 2004). Algumas das atividades humanas afetam de tal maneira os organismos que podem levar à ocorrência de modificações; no seu comportamento (Halpern *et al.*, 2007), estruturação espacial (Watling & Norse, 1998) e abundâncias populacionais (Doney *et al.*, 2011).

A pesca é, segundo Jennings & Kaiser (1998) a maior forma de exploração humana nos ambientes marinhos. O efeito destas práticas nos vertebrados é um dos problemas que mais tem preocupado os biólogos marinhos (Jackson *et al.*, 2001; Dayton *et al.*, 1995). Nos últimos séculos temos levado inúmeras espécies a extinções ecológicas devido à sobre-exploração destes animais, que, com populações e comunidades debilitadas deixam de ser capazes de interagir entre si

(Cushing, 1988). Entre os diversos tipos de pesca a mais problemática é a pesca de arrasto de fundo (Johnson *et al.*, 2012). Esta atividade traz consequências diretas e consequências indiretas a longo prazo, pelo seu efeito destrutivo no fundo oceânico, podendo mudar por completo o habitat dos organismos demersais (Ferrari *et al.*, 2017). As características do habitat são muito importantes para a diversidade e abundância de peixes uma vez que é esta complexidade que lhes fornece locais de abrigo, nidificação e desova (Friedlander *et al.*, 2003; Gratwicke & Speight, 2005; Harborne *et al.*, 2011).

Os peixes, por si só, também têm um papel importante no controle dos sistemas marinhos já que a falta de alguns predadores irá afetar os níveis tróficos inferiores (Scheffer *et al.*, 2005). Ou seja, para além dos efeitos diretos na mortalidade das espécies alvo, a pesca pode afetar indiretamente os ecossistemas devido às consequências sobre outras espécies (não-alvo) pelo efeito de cascata trófica (Botsford *et al.*, 1997; Malcolm *et al.*, 2007). Portanto, cada ecossistema marinho apresenta uma complexidade biótica e abiótica que está diretamente ligada com a abundância e riqueza de espécies que habitam cada local (Ferrari *et al.*, 2017). Visto que o conhecimento sobre os requisitos de habitat dos peixes demersais são ainda pouco conhecidos (Hinz *et al.*, 2003), a melhor maneira de se poder manter a complexidade dos ecossistemas e ainda sermos capazes de obter todos os benefícios que estes nos fornecem é preservando e conservando a biodiversidade dos oceanos, bem como aprofundar o nosso conhecimento sobre estes (Christensen *et al.*, 1996; Volckaert *et al.*, 2008).

Uma das formas de monitorizar os impactos negativos que estamos a provocar nestes ecossistemas é a criação de metodologias que permitam detetar possíveis alterações de forma a ser possível reagir de forma rápida à mitigação da mesma sem que haja consequências devastadoras (Pais *et al.*, 2014).

1.2 Monitorização dos ecossistemas marinhos

Para se compreender as alterações e distúrbios causados nas comunidades marinhas é necessário conhecer a abundância das suas populações, principalmente em águas pouco profundas, onde a conservação das comunidades de peixes têm grande importância nos serviços que nos são proporcionados (Farnsworth *et al.*, 2007; Holmes *et al.*, 2013).

Para se realizar uma monitorização eficiente temos de ser capazes de detetar qualquer alteração nas abundâncias e riquezas, por mais pequena que esta seja (Pais *et al.*, 2014). Assim sendo, a melhor forma de se monitorizar as espécies de peixes é através de métodos de amostragem robustos, nos quais seja possível estimar as abundâncias populacionais (Langlois *et al.*, 2010). Tais metodologias devem ser precisas, próximas da abundância real e replicáveis dentro das mesmas condições (Farnsworth *et al.*, 2007; Langlois *et al.*, 2010). Apesar da dificuldade em obter esta informação nos ambientes marinhos, devido ao elevado custo monetário e ao constrangimento de trabalhar debaixo de água, existem várias técnicas capazes de monitorizar as comunidades de peixes (Mallet & Pelletier, 2014; Gladstone *et al.*, 2012; Holmes *et al.*, 2013).

1.3 Técnicas convencionais de monitorização marinha

As técnicas de monitorização de biodiversidade extrativas (pesca, armadilhas, arrastos...) requerem a utilização de material de pesca seletivo a tamanhos e composições (Willis *et al.*, 2000). Este tipo de técnicas fornecem apenas dados sobre as espécies que são capturadas e não expõem qualquer informação sobre as características do habitat (Mallet & Pelletier, 2014; Roberson *et al.*, 2015). Para além disto, os traumas físicos e o stress fisiológico causado por estas técnicas podem levar à morte dos indivíduos, causando assim um impacto indesejado nas comunidades (Skomal, 2007). Em consequência deste tipo de técnicas e para que se possa proteger a biodiversidade, devemos optar por métodos não extrativos, principalmente em áreas de conservação (Edgar & Barrett, 1997).

De forma a substituir os métodos convencionais surgiram as técnicas de avaliação visual tais como os *Underwater Visual Census* (UVC). Esta técnica é das mais utilizadas nos tempos atuais dada a sua natureza não destrutiva (English *et al.*, 1997; Unsworth *et al.*, 2014; Griffin *et al.*, 2016). Os UVCs consistem em trajetos submarinos feitos por mergulhadores em águas pouco profundas, em que os peixes são identificados, contados e, eventualmente, feita uma estimativa do seu tamanho/biomassa (Watson *et al.*, 2005; Langlois *et al.*, 2006). Os UVCs são muito utilizados de abundâncias e diversidade de peixes (Chapman *et al.*, 1974; Kulbicki *et al.*, 2010; Dickens *et al.*, 2011). As vantagens destes métodos estão bem documentadas (Bortone *et al.*, 2000; Stobart *et al.*, 2007; Holmes *et al.*, 2013) e consistem numa boa rapidez de amostragem,

serem replicáveis (não-destrutivas), relativamente económicas e não requerem muito tempo no tratamento de dados posterior à amostragem. Contudo, os UVCs têm limitações devido à necessidade de se mergulhar em mar aberto:

1. É exigido o respeito dos regulamentos de mergulho científico (Stobart *et al.*, 2007).
2. É necessário que o mergulhador tenha um elevado grau de experiência na rápida identificação de espécies de peixes no local (Holmes *et al.*, 2013).
3. As restrições físicas associadas (Schmid *et al.*, 2016). Estas limitações podem dever-se às características do local ou à profundidade, que, apesar dos melhoramentos das tecnologias em misturas de gases que permite chegar mais fundo, impossibilita a replicação diária sem que a saúde e segurança do mergulhador seja afeta (Langlois *et al.*, 2010; Schmid *et al.*, 2016).

Para além das limitações supracitadas, os *underwater visual census* apresentam alguns enviesamentos. Vários estudos (Cole, 1994; Willis *et al.*, 2003; Langlois *et al.*, 2010) falam sobre alterações no comportamento dos peixes relativamente à presença de mergulhadores e *snorkelers*, principalmente as espécies mais tímidas (Harvey *et al.*, 2007). A variabilidade de identificação entre observadores também é um problema que se encontra associado a este tipo de metodologias já que a variabilidade não pode ser verificada posteriormente ao mergulho (Griffin *et al.*, 2016; Schmid *et al.*, 2016). Todos os problemas que esta técnica proporciona ao estudo das comunidades marinhas levou ao desenvolvimento de outras técnicas que contrariem todas ou parte das dificuldades dos UVCs (Stobart *et al.*, 2007).

1.4 Monitorização marinha em vídeo

Nas últimas décadas, o número de estudos que trocaram os métodos convencionais de amostragens a comunidades marinhas para técnicas baseadas em vídeo tem vindo a aumentar significativamente (Wilson *et al.*, 2018). O desenvolvimento tecnológico contribuiu muito para que as ciências possam responder a questões mais complexas e a conseguir ultrapassar certas limitações logísticas (Johnson *et al.*, 2012). Principalmente o melhoramento tecnológico que diz respeito às câmaras de vídeo, à longevidade das baterias e à capacidade de armazenamento de informação, tornam a monitorização faunística através de vídeo muito mais fidedigno (Mallet & Pelletier, 2014; Holmes *et al.*, 2013).

As filmagens subaquáticas, tal como os UVCs, são estratégias não extrativas/destrutivas que podem gerar informações sobre as comunidades e habitats marinhos (Cappo *et al.*, 2003). No entanto, estes reduzem as complicações causadas pelo impacto dos mergulhadores já que podem ser funcionais sem a necessidade de um operador submerso (Cappo *et al.*, 2003). Para além desta, outras vantagens deste tipo de técnicas incluem a remoção das limitações físicas associadas aos mergulhos (Stobart *et al.*, 2015), possibilidade de uma maior replicação (Murphy & Jenkins, 2010), redução nos custos de amostragem (Roberts *et al.*, 2016) e para muitos autores (Cappo *et al.*, 2003; Willis & Babcock, 2000; Stobart *et al.*, 2007) a principal vantagem é a possibilidade de re-visualizar as gravações quantas vezes forem necessárias. Estas vantagens permitem que este tipo de aparelhos sejam usados em variados tipos de estudos de abundâncias (Morrison & Carbines, 2006), habitats (Carbines & Cole, 2009) ou estudos comportamentais (Jan *et al.*, 2007).

Em comparação com os UVCs, as limitações dos sistemas de vídeo consistem no aumento do esforço necessário posterior ao trabalho de campo e um mais reduzido campo de visão (Murphy & Jenkins, 2010). Contudo, estas técnicas têm demonstrado ter um desempenho superior (Bachelier *et al.*, 2013; Harvey *et al.*, 2012).

1.4.1 BRUVs (*Baited Remote Underwater Video Systems*)

Dentro das várias opções de monitorização usando vídeo, as mais utilizadas para estimar a diversidade e abundância de peixes marinhos são as estações de gravação remota com isco, ou BRUVs (Murphy & Jenkins, 2010; Wraith *et al.*, 2013; Cappo & Brown, 1996). Como é observável na figura 1, o número de utilizações deste tipo de aparelhos tem vindo a aumentar muito nos últimos anos. Isto acontece porque os BRUVs, sendo uma técnica de amostragem em vídeo são como tal, não destrutivas e podem ser remotamente aplicadas em vários tipos de ecossistemas fornecendo um registo permanente de informação (Lowry *et al.*, 2012). O termo remotamente é usado já que este aparelho é independente de um operador para a sua implementação no fundo ou para o seu manuseamento após submerso (Watson *et al.*, 2006).

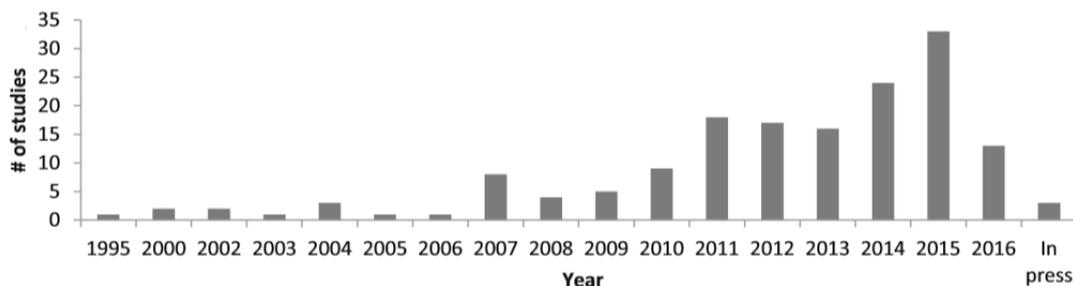


Figura 1- Frequência de estudos utilizando *Baited Remote Underwater Video systems* por ano desde 1995 até 2016. Gráfico retirado de Whitmarsh *et al.* (2016).

Um BRUV consiste, essencialmente, num sistema (horizontal ou vertical) composto por uma ou mais câmaras de vídeo que filmam a área em torno de um recipiente contendo isco (Langlois *et al.*, 2010). Estes aparelhos são lançados diretamente da superfície até atingir o fundo; aí devem ficar o mais imóvel possível durante um determinado período de tempo, gravando as movimentações das espécies (Watson *et al.*, 2005; Ghazilou *et al.*, 2016).

Existem duas variantes relativamente às montagens dos sistemas BRUV (Gladstone *et al.*, 2012). A mais utilizada é a montagem horizontal (H-BRUV) (Figura 2a), correspondendo a cerca de 85% dos estudos que utilizam este tipo de metodologia (Whitmarsh *et al.*, 2016). Esta percentagem deve-se ao facto dos H-BRUV proporcionarem um campo de visão mais amplo, conseguindo assim captar as espécies que não se aproximam do isco, quer por falta de interesse quer pela competição que possa existir ao seu redor (Cundy *et al.*, 2017; Harvey *et al.*, 2007; Mallet & Pelletier, 2014).

Já os V-BRUVs (*Vertical Baited Remote Underwater Video systems*) (Figura 2b), para além do mais reduzido campo de visão apresentam ainda algumas limitações na identificação de espécies, uma vez que os peixes são vistos dorsalmente (Willis & Babcock, 2000). No entanto, a orientação vertical tem o grande benefício de permitir estimar o tamanho dos peixes filmados, utilizando a distância entre a câmara e a base do BRUV como uma régua (Babcock *et al.*, 1999; Willis & Babcock, 2000).

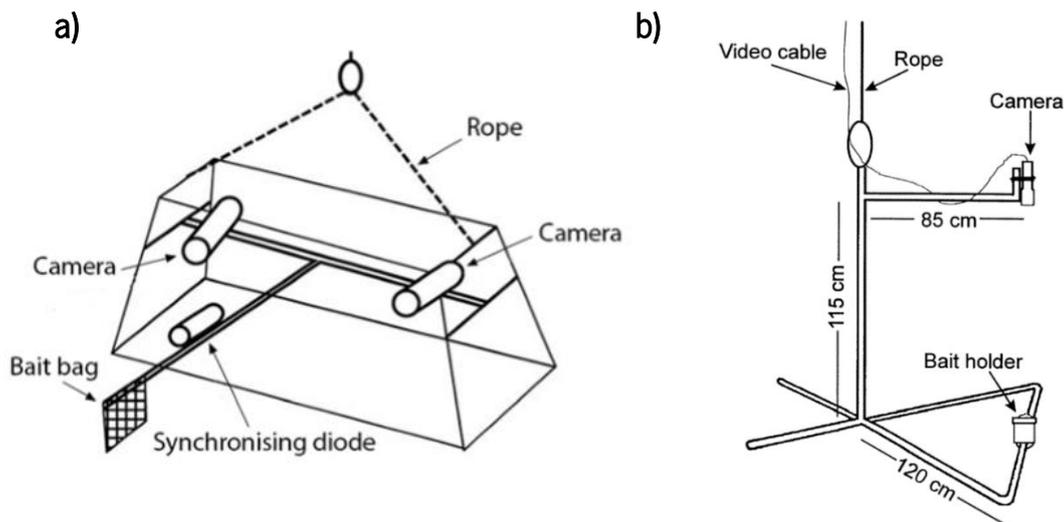


Figura 2 - Representações gráficas de sistemas BRUV em formato horizontal (a) e vertical (b). As imagens foram retiradas de Langlois *et al.* (2010) e Willis & Babcock, (2000) respetivamente.

Neste tipo de metodologia deve ser utilizado um recipiente com isco disposto a uma distância de 0,5 a 1,5 metros da câmara (Ellis & DeMartini, 1995). O uso de isco já foi anteriormente utilizado noutras metodologias como forma de aumentar o número de peixes amostrados e é por esta razão que é utilizada também nos BRUVs (Langlois *et al.*, 2010). A sua utilização demonstra atrair uma maior quantidade de espécies de predadores sem reduzir a abundância das restantes espécies (herbívoras, omnívoras ou planctívoras) que são atraídas pela atividade em torno do isco (Watson *et al.*, 2005; Wraith *et al.*, 2013; Stobart *et al.*, 2015; Murphy & Jenkins, 2010).

É também sabido que o tipo de isco usado pode influenciar as espécies de peixes que são atraídas para o campo de visão, levantando questões relacionadas com enviesamentos e seletividade (Harvey *et al.*, 2007). No entanto, isto pode ser minimizado se os processos de escolha do isco forem relativamente uniformizados (Dorman *et al.*, 2012). Na maioria dos estudos são utilizadas espécies de peixes oleosos tais como, sardinha (*Sardina pilchardus*) ou atum (*Thunnus sp.*) (Watson *et al.*, 2005; Cappo *et al.*, 2004; Westera *et al.*, 2003). Em termos de quantidade de isco, Whitmarsh *et al.* (2016) diz-nos que não há diferenças significativas na diversidade de peixes entre diferentes quantidades de isco, apesar de poderem existir algumas exceções. É também importante que o isco utilizado seja sustentável e não introduza doenças no meio onde é submerso (Dorman *et al.*, 2012).

1.5 Aplicações científicas dos BRUVs

O facto dos BRUVs serem uma metodologia recente leva a que ainda estejam em período de experimentação e por isso sujeitos a comparações quer sejam entre diferentes estratégias inerentes (tipo de isco, orientação da câmara...), quer entre as diferentes técnicas de amostragem marinhas (Gladstone *et al.*, 2012; Whitmarsh *et al.*, 2016; Colton & Swearer, 2010; Lowry *et al.*, 2012). No que diz respeito às comparações entre técnicas, os BRUVs, em especial os H-BRUVs, têm algumas vantagens: 1) Permitem recolher informação sobre todos os habitats marinhos e as suas comunidades numa só observação, levando a que não seja necessário trabalho de campo intensivo (Ghazilou *et al.*, 2016; Schultz *et al.*, 2012); 2) Todos os peixes atraídos para o campo de visão, quer seja pelo uso de isco ou não, contam como documentados (Ferrari *et al.*, 2017; Armstrong *et al.*, 1992); 3) Como todas as gravações são permanentes não há a necessidade da presença de uma equipa de observação que seja especialista na identificação de peixes no trabalho de campo (Brooks *et al.*, 2011); 4) As amostragens vêm em formato de imagem o que facilita a comunicação com o público (Cappo *et al.*, 2006).

Com estas vantagens, os sistemas BRUV têm provado ser um excelente método para estudos de espécies e comunidades marinhas trazendo robustez e flexibilidade às amostragens, mantendo-se economicamente viável e de fácil utilização (Whitmarsh *et al.*, 2016; Roberson *et al.*, 2015; Cappo *et al.*, 2007b; Langlois *et al.*, 2010). Com a sua natureza flexível estes tipos de aparelhos permitem fazer observações *in situ* a uma grande diversidade de estudos, desde informações comportamentais a associações entre peixes e habitat (Stoner *et al.*, 2008; Busby *et al.*, 2005). Contudo, o maior benefício que estes métodos têm em relação a muitos outros é a sua natureza não destrutiva e não invasiva, podendo ser aplicado em vários habitats em qualquer lugar, quer seja em mar aberto quer seja em reservas marinhas ou outras áreas protegidas, onde funcionam como métodos alternativos aos métodos convencionais de natureza destrutiva e que não são permitidos nestes locais (Coleman *et al.*, 2015; Haggitt *et al.*, 2014). Graças às suas características estes sistemas já começam a ser pensados como uma técnica viável para estudos com comunidades de peixes ou outros organismos aquáticos móveis (Whitmarsh *et al.*, 2014).

1.6 Contagem de abundâncias

Quando se utiliza um sistema de monitorização como os BRUVs há cuidados que se devem ter na deteção das abundâncias, principalmente para evitar a contagem repetida de um mesmo indivíduo que revise o isco (Willis & Babcock, 2000). Desta forma, é necessária a utilização de uma métrica que substitua a contagem absoluta de indivíduos (Stobart *et al.*, 2015). Então é utilizada uma contagem relativa de abundâncias, que deve ser definida como o número máximo de indivíduos de cada espécie observado (dentro do campo de visão) num determinado instante de vídeo durante o período de tempo filmado; a este tipo de contagens dá-se o nome de MaxN (Schultz *et al.*, 2012;). Para além da abundância, podem ser calculadas outras métricas como o tempo em que as espécies primeiramente aparecem no campo de visão (Cappo *et al.*, 2006).

1.7 Objetivo de trabalho

Com tudo o que já foi visado ao longo desta introdução, este estudo pretende averiguar o desempenho na utilização de BRUVs (*baited remote underwater video systems*) em habitats marinhos. Pelo nosso conhecimento este tipo de técnicas nunca antes foi utilizado na região de Viana do Castelo em Portugal, sendo assim uma oportunidade de demonstrar quais as comunidades piscícolas presentes nesta região e as implicações ecológicas que os efeitos antropogénicos, como a sobre-exploração de peixes, está a causar neste ecossistema.

Ao longo deste estudo serão esperados cumprir os seguintes objetivos:

- I. Identificar e viabilizar um sistema BRUV capaz de ser funcional na costa de Viana do Castelo.
- II. Utilizar os BRUVs como metodologia para comparar as comunidades de peixes presentes em dois substratos distintos (areia e rocha).
- III. Identificar as espécies de peixes presentes neste local e a sua abundância relativa.
- IV. Comparar as metodologias utilizadas nesta área de estudo com as utilizadas e revistas nas literaturas e avaliar a sua prestação.

2. Materiais e Métodos

2. Materiais e Métodos

2.1 Baited Remote Underwater Video Systems

Para este estudo foi desenvolvido um sistema BRUV horizontal baseado nas medidas do trabalho de Roberson *et al.* (2015). Para a base deste engenho soldou-se um tubo de aço inox horizontal com aproximadamente 1 metro de comprimento com outro de 0,5 metros em formato de cruz. Posteriormente soldaram-se à estrutura dois braços verticais seguros diagonalmente por outro tubo. Os braços verticais foram munidos com chapas em aço (24 e 35 centímetros) para fixação da câmara de vídeo e um recipiente com isco (Figura 3).

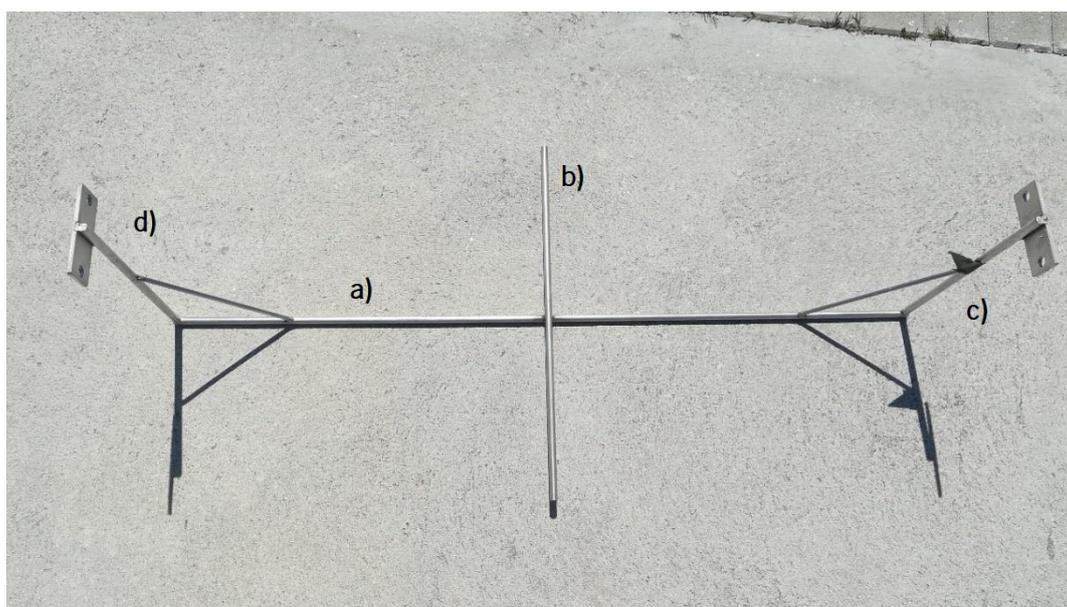


Figura 3 - Representação da estrutura utilizada no estudo, ainda desprovida de câmaras e outros anexos necessários. a) Tubo principal com 1 metro de comprimento; b) Tubo de estabilidade com 0,5 m de comprimento; c) Tubo para o suporte da câmara com 0,24 m de comprimento; d) Tubo para o suporte do recipiente de isco com 0,35 m de comprimento.

As câmaras de vídeo utilizadas foram uma GoPro versão Hero3+ e uma AEE S60 protegidas com caixas estanque e colocadas sob as mesmas definições visuais de 1080p e 30fps. O recipiente de isco de forma cilíndrica foi feito com tela de PVC (malha de aproximadamente 50

mm); este ficou seguro numa posição ligeiramente acima da câmara para que apareça centrada no campo de visão desta.

A estrutura foi fixada a uma corda através de cintas de nylon em ambos os braços verticais e unidas numa posição mais central para facilitar a subida e descida do material na água. Para garantir melhor estabilidade à estrutura, um peso de 2 kg foi preso na parte central (Figura 4).



Figura 4 - Representação final da estrutura utilizada com anexos (exceto câmara). a) Recipiente de plástico para isco. b) Peso de 2 kg para garantir estabilidade a estrutura. c) Corda unida na parte central da estrutura.

2.2 BRUVs – Adaptações posteriores

Após algumas dificuldades técnicas relacionadas com as estruturas (performance e manuseamento) foram feitas pequenas modificações no decorrer do trabalho de campo.

1. Para que a câmara de vídeo estivesse mais segura foi soldada uma placa metálica adicional na parte interior na estrutura (Figura 5a), permitindo que a fixação da câmara fosse feita diretamente numa superfície plana em oposição ao cilindro metálico.

2. Devido a problemas de segurança, do barco e dos utilizadores, as pontas dos tubos foram curvadas e soldadas com mais dois tubos de aço inox (Figura 5b); esta alteração permitiu um manuseamento mais rápido e seguro quando se colocava ou retirava a estrutura da água. Para além disso, ainda retirou a necessidade do peso de estabilidade e ainda garantiu que a estrutura não ficasse ancorada no fundo do mar.



Figura 5 - Modificações elaboradas ao sistema BRUV após as primeiras amostragens. a) Placa metálica de estabilidade à câmara. b) Adaptação de segurança na base da estrutura.

2.3 Área de estudo

O estudo foi realizado ao longo da costa de Viana do Castelo. Este local encontra-se na região norte de Portugal continental ($41^{\circ} 42' 0''$ N, $8^{\circ} 49' 12''$ W) e estende-se por uma área de aproximadamente 319 quilómetros quadrados. Esta região é e sempre foi caracterizada pelas suas ligações ao mar, quer pela sua participação nos descobrimentos portugueses quer pelo papel que teve na pesca (Moreira, 1984). O ecossistema costeiro desta zona é composto por material não-consolidado e por substratos xistosos consolidados (Bertocci *et al.*, 2011).

As amostras foram recolhidas em 17 pontos (Figura 6) ao longo de 6 saídas de campo, em profundidades que variaram entre os 7,5 e os 19,5 metros. As amostragens foram separadas temporalmente devido às dificuldades trazidas pelas condições climatéricas e características do mar (visibilidade e agitação), tendo decorrido entre 29 de junho e 23 de outubro, de 2018.



Figura 6 - Mapa da costa de Viana do Castelo (escala 1:25000) com os pontos exatos de amostragem (vermelho).

2.4 Procedimentos de amostragem

Para cada saída de campo foram preparadas duas estruturas BRUV. A câmara GoPro tinha a bateria totalmente carregada com mais duas de reserva para substituir a cada amostragem, já a AEE tinha uma bateria com maior capacidade de duração o que permitiu fazer duas gravações de 30 min cada. Como isco foi sempre utilizado uma mistura de peixe oleoso (*Scomber colias* ou *Scomber scombrus*) cortado em pequenos pedaços com vísceras ou demais restos de outros peixes (geralmente carapau *Trachurus trachurus*, devido ao seu baixo valor económico).

As estruturas foram lançadas a partir do barco e seguras pela corda (Figura 7a). Após o contacto da estrutura com o substrato foram presas bóias de identificação à extremidade livre da corda (1 bóia por estrutura) (Figura 7b). O material foi sempre deixado em gravação durante uma média de 30 minutos. Após o termo do tempo de filmagem as estruturas foram recolhidas e levadas para um novo local para uma nova amostragem. No caso da GoPro a bateria da câmara foi substituída ao fim de cada amostragem. Tentou-se realizar um mínimo de 3 amostragens por saída, mas devido a problemas logísticos e meteorológicos nem sempre foi possível.

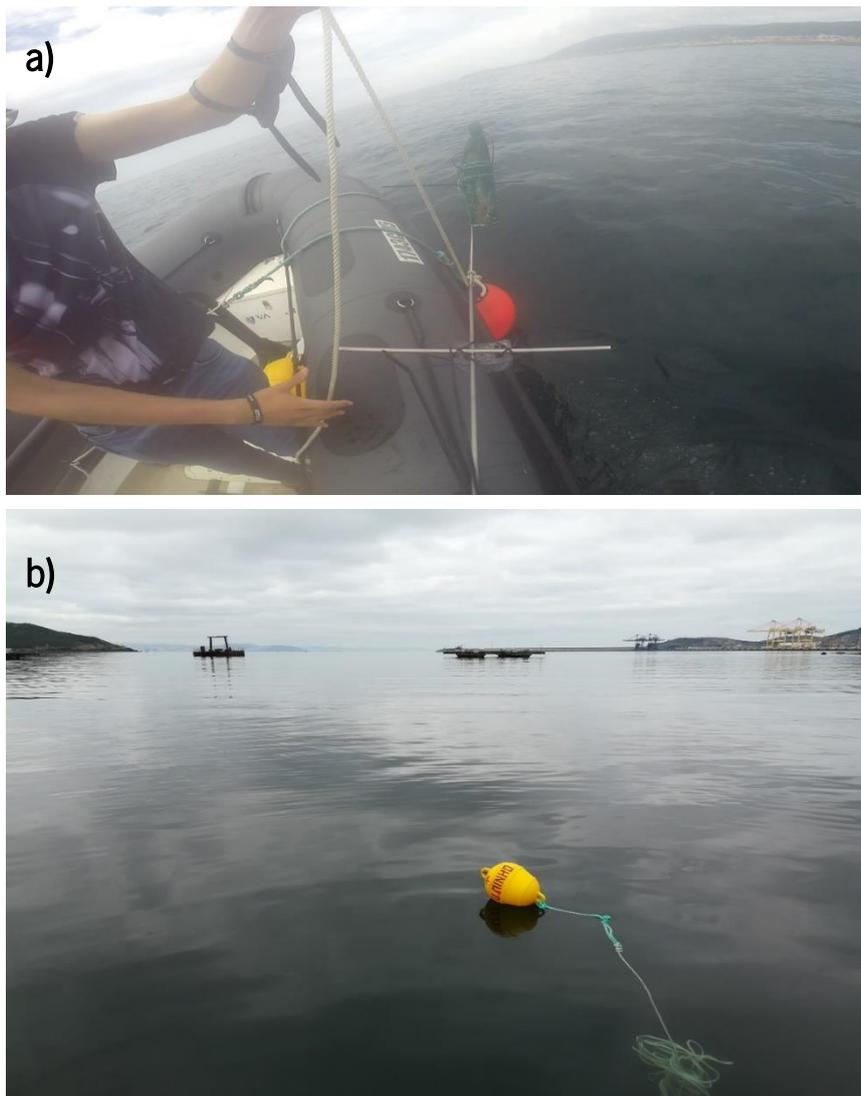


Figura 7 - Exemplo da implantação das estruturas na água (a) e vista superficial após a largada da estrutura com a boia de identificação (b).

2.5 Análise Videográfica

Cada vídeo de aproximadamente 30 minutos foi analisado através do programa gratuito *VLC media player* onde cada espécie de peixes capturada na gravação foi identificada até ao nível taxonómico mais completo possível. Foi ainda registado o tempo da primeira aparição de um peixe no campo de visão, o tempo total de cada filmagem e o tipo de substrato. Para além das informações anteriores e de modo a evitar a recontagem de indivíduos no cálculo da abundância de espécies foi utilizado o método de contagem da abundância relativa (MaxN), que é definido como o número máximo de indivíduos de cada espécie observados num só *frame* de vídeo durante o período gravado (Willis *et al.*, 2003; Cappo *et al.*, 2004). Os valores de MaxN para cada espécie presente por ponto de amostragem e os valores de MaxN total, que representam número máximo de indivíduos num só *frame* de vídeo independentemente da sua espécie (daqui em diante retratados por tMaxn) foram tratados e compilados numa folha de cálculo.

3. Resultados

3. Resultados

3.1 Tipos de substrato

Os 17 pontos de amostragem foram divididos pelo tipo de fundo de forma relativamente equivalente, sendo que 8 pontos (47,06%) correspondem a substrato completamente rochoso e 9 (52,94%) a substrato completamente arenoso ou com alguns afloramentos rochosos nos bancos de areia (Figura 8).

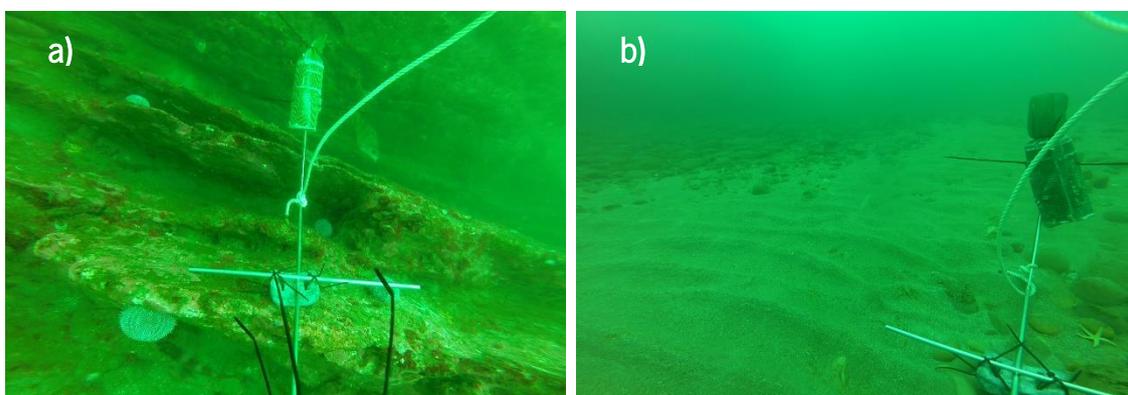


Figura 8 – Diferenciação de substratos. a) Rochoso filmado no dia 29/06/2018 onde é possível observar duas Fanecas (*Trisopterus luscus*); b) Arenoso filmado no dia 06/08/2018.

3.2 Comunidade de peixes

Todos os dados relativamente ao trabalho de campo e às análises videográficas foram compilados na tabela 1, onde podemos observar os valores de MaxN total por cada ponto, bem como o tempo em que este foi atingido. No decorrer da análise videográfica, para cada um dos pontos, foram identificadas as espécies de peixes filmadas e contado o seu MaxN, cujos valores estão representados na tabela 2.

No total desta experiência foram filmados e identificados 221 indivíduos pertencendo a 20 espécies diferentes e ainda mais dois que apenas foram identificados até à família. Dos 223 indivíduos, 158 (70,85%) foram filmados nos substratos arenosos e apenas 65 (29,15%) nos rochosos. Esta grande diferença pode ser justificada pela filmagem do dia 30/06/2018 onde foi

gravado um grande cardume de galeotas (*Ammodytes tobianus*), resultado num aumento de 121 indivíduos aos substratos arenoso em apenas um dos pontos. Por ser uma observação atípica e casual, esta espécie tipicamente pelágica não foi considerada na análise, bem como os dois indivíduos que não foi possível identificar até à espécie.

Com os dados da abundância relativa de cada espécie para cada ponto foi possível a realização de um somatório de MaxN's, permitindo a construção de um gráfico onde é possível visualizar qual o número total de indivíduos de cada espécie (com a exclusão de *Ammodytes tobianus*) presente em cada substrato (Figura 9).

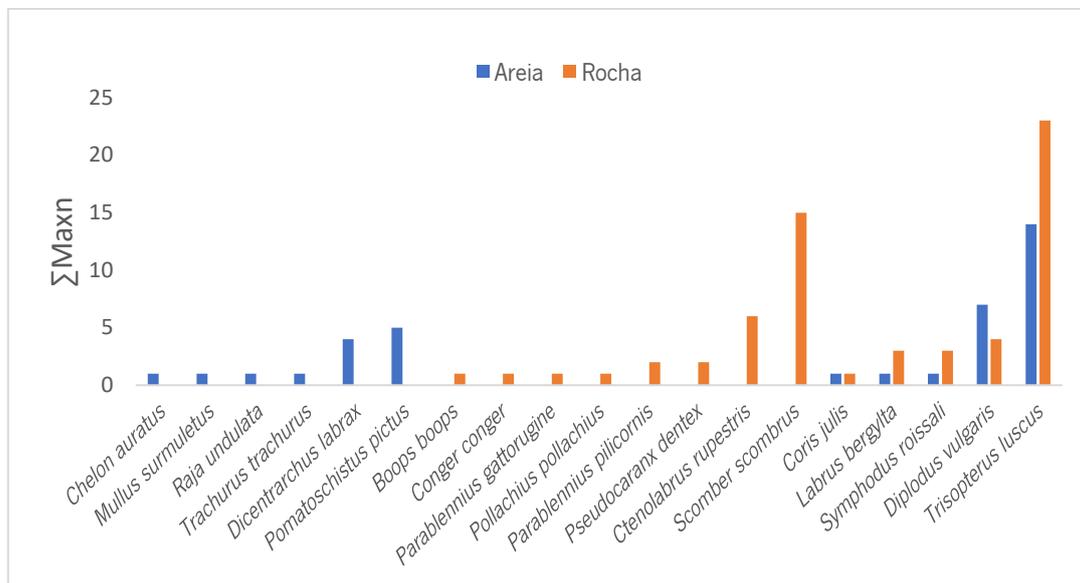


Figura 9 - Representação gráfica do número total de peixes de cada espécie observados em cada tipo de substrato (areia ou rocha).

3.3 Desempenho visual

Para a melhor compreensão do que foi visto durante as análises videográficas foram escolhidos alguns *frames* de vídeo para a sua representação (Figura 10).

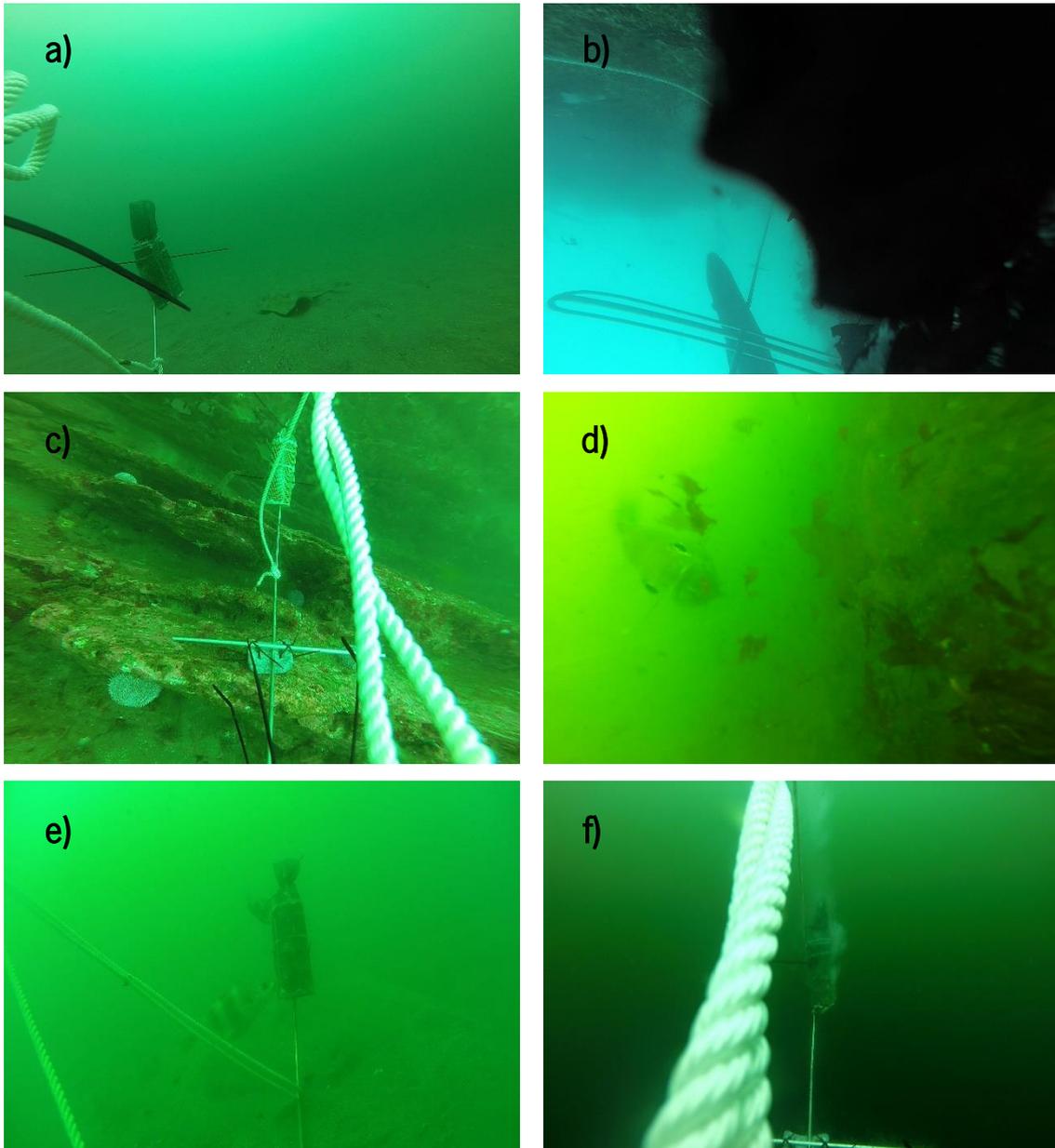


Figura 10 – a) Exemplar de *Raja undulata* no solo, em aproximação ao isco; b) *Conger conger* filmado em substrato rochoso após a queda da estrutura devido à agitação marinha; c) Pequeno cardume de 5 indivíduos, 3 dos quais pertencendo à espécie *Trisopterus luscus* e dois à espécie *Diplodus vulgaris*; d) Uma faneca (*Trisopterus luscus*) a interagir com a câmara num dia de muita agitação marinha; e) Interação de alguns indivíduos de *Trisopterus luscus* com o isco; f) Processo de implementação de uma BRUV onde se nota perfeitamente a libertação da pluma de isco.

Tabela 1 - Representação de todos os valores obtidos durante o trabalho de campo e posteriores análises videográficas. Tabela ordenada pelo tipo de substrato.

Ponto	Dia	Profundidade (m)	Hora início	Duração (min)	Coordenada y	Coordenada x	Tempo de chegada (min)	Substrato	tMaxN	MaxN tempo (min)
2	29/06/2018	18,5	12:51	25:21	41.682499	-8.859423	01:05	Arenoso	9	06:08
4	30/06/2018	11	10:02	22:11	41.676311	-8.850526	02:57	Arenoso	121	06:08
6	30/06/2018	13	13:50	35:22	41.695751	-8.862529	-	Arenoso	0	-
7	06/08/2018	10	10:30	34:52	41.665190	-8.835704	03:14	Arenoso	1	03:14
8	06/08/2018	11	11:41	17:36	41.656219	-8.834852	04:46	Arenoso	1	04:46
10	06/08/2018	10	12:15	34:52	41.669024	-8.836147	13:39	Arenoso	2	17:16
12	07/08/2018	15,5	10:46	33:00	41.662479	-8.848799	02:25	Arenoso	9	28:35
13	07/08/2018	19,5	11:20	26:42	41.657678	-8.848312	23:22	Arenoso	1	23:22
15	17/09/2018	13,5	14:00	38:25	41.675716	-8.85047	16:48	Arenoso	1	16:48
1	29/06/2018	12	10:33	34:52	41.676501	-8.851877	02:04	Rochoso	8	12:03
3	29/07/2018	11,5	14:10	20:18	41.689313	-8.861954	02:57	Rochoso	7	17:53
5	30/06/2018	14	11:37	30:51	41.688766	-8.860669	01:00	Rochoso	8	26:14
9	06/08/2018	8,5	11:47	20:12	41.649719	-8.835097	00:14	Rochoso	8	01:32
11	07/08/2018	7,5	10:38	32:42	41.657384	-8.832624	05:36	Rochoso	2	19:40
14	07/08/2018	19,5	11:32	15:31	41.667841	-8.854256	01:01	Rochoso	5	09:04
16	17/09/2018	15	14:08	30:16	41.671135	-8.848112	02:41	Rochoso	2	08:40
17	23/10/2018	8	10:00	13:14	41.722733	-8.874630	02:22	Rochoso	3	03:33

Tabela 2 – Valores de MaxN por ponto para cada uma das espécies filmadas.

Espécie	MaxN por ponto																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
<i>Ammodytes tobianus</i>				121													
Blenniidae	1																
<i>Boops boops</i>									1								
<i>Conger conger</i>																	1
<i>Coris julis</i>				1										1			
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	1		1		2				2								
<i>Dicentrarchus labrax</i>		2								2							
<i>Diplodus vulgaris</i>	3	7	1														
Labridae									1								
<i>Labrus bergylta</i>	1	1	1		1												
<i>Chelon auratus</i>								1									
<i>Mullus surmuletus</i>																	1
<i>Parablennius gattorugine</i>	1																
<i>Parablennius pilicornis</i>					2												
<i>Pollachius pollachius</i>									1								
<i>Pomatoschistus pictus</i>							1	1		1			1			1	
<i>Pseudocaranx dentex</i>									1					1			
<i>Raja undulata</i>							1										
<i>Scomber scombrus</i>			7		8												
<i>Symphodus roissali</i>			1	1										2			
<i>Trachurus trachurus</i>							1										
<i>Trisopterus luscus</i>	6	4						1	7		2	9		3		2	3

4. Discussão

4. Discussão

4.1 Metodologia e desempenho dos BRUVs na costa de Viana do Castelo

Após a análise bibliográfica sobre vários estudos que referenciaram os sistemas BRUV decidiu-se, como já foi referido, ter como base os H-BRUVs utilizados em Roberson *et al.* (2015), este foi o sistema mais cómodo e barato possível com bons resultados. Porém, esta técnica é maioritariamente utilizada em habitats marinhos com boas condições de visibilidade da coluna de água e com uma grande biodiversidade associada (Whitmarsh *et al.*, 2016). No caso desta dissertação as condições do local de estudo não são as ideais, há uma grande agitação marinha e a visibilidade é reduzida; por isso houve necessidade de adaptar a metodologia de forma a melhorar a sua prestação.

Nas 17 amostragens de campo efetuados na costa de Viana do Castelo foram gravadas aproximadamente 7 horas de vídeo onde foram consideradas 19 espécies de peixes (100 indivíduos). No entanto, estes valores não foram suficientes para que fosse possível realizar análises estatísticas suficientemente robustas de forma a comparar os dois tipos de habitat. Todavia, tal como está representada na figura 9, foi possível associar as espécies aos dois tipos de substratos considerados (Tabela 3).

No substrato arenoso podemos encontrar *Chelon auratus*, *Mullus surmuletus* e *Dicentrarchus labrax* que são espécies geralmente associadas aos dois tipos de substrato (Gharbi & Ktari, 1979; Smith, 1990). A sua presença nos pontos de substrato arenoso pode estar ligada à sua dieta carnívora especialmente focada em pequenos crustáceos, muito frequentes nestas regiões arenosas como é observável na figura 11 (Bem-Tuvia, 1986; Costa, 1988). Já a presença dos espécimes de *Raja undulata*, *Trachurus trachurus* e *Pomatoschistus pictus* corresponde ao encontrado na literatura sobre a sua distribuição (Stehmann & Bürkel, 1984; Sparholt, 1990; Miller, 1986). São três espécies demersais de fundos arenosos e com uma alimentação focada em crustáceos e anfípodes, sendo que a raia ondulada (*Raja undulata*) pode ir um pouco mais longe na sua escolha alimentar (Moura *et al.*, 2008).

Tabela 3 - Separação das diferentes espécies gravadas pelos dois tipos de substrato.

Espécie	Substrato	
	Areia	Rocha
<i>Chelon auratus</i>	1	0
<i>Mullus surmuletus</i>	1	0
<i>Raja undulata</i>	1	0
<i>Trachurus trachurus</i>	1	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	4	0
<i>Pomatoschistus pictus</i>	5	0
<i>Boops boops</i>	0	1
<i>Conger conger</i>	0	1
<i>Parablennius gattorugine</i>	0	1
<i>Pollachius pollachius</i>	0	1
<i>Parablennius pilicornis</i>	0	2
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0	2
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	0	6
<i>Scomber scombrus</i>	0	15
<i>Coris julis</i>	1	1
<i>Labrus bergylta</i>	1	3
<i>Symphodus roissali</i>	1	3
<i>Diplodus vulgaris</i>	7	4
<i>Trisopterus luscus</i>	14	23

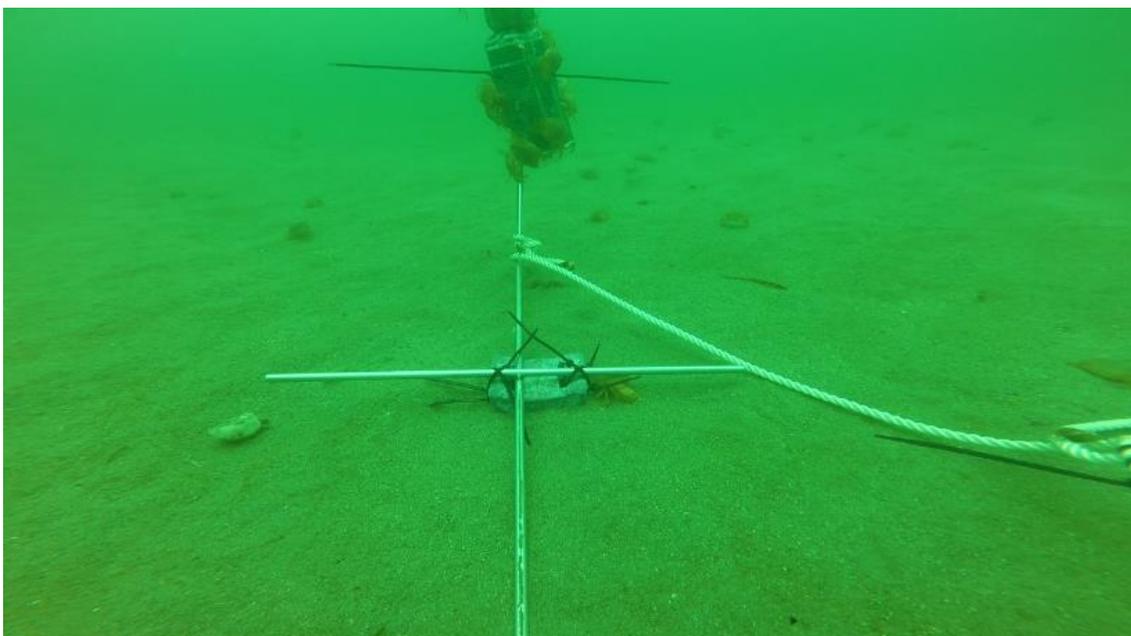


Figura 11 - *Frame* de vídeo onde se nota uma forte ocorrência de crustáceos no substrato arenosos.

No que diz respeito às espécies encontradas apenas em substrato rochoso ocorreu uma menor variação, sendo que de todas as ocorrências apenas *Scomber scombrus* e *Boops boops* não são maioritariamente confinadas a este tipo de habitat (Sanchez-Velasco & Norbis, 1997). A sarda (*Scomber scombrus*) foi a espécie mais abundante encontrada apenas no substrato rochoso, tendo sido filmados dois cardumes de 7 e 8 indivíduos em dois pontos de amostragem distintos. Durante a primavera estes peixes movem-se para as zonas costeiras, onde são classificados como organismos epipelágicos, isto é, formam cardumes junto da superfície onde se alimentam de zooplâncton e pequenos peixes (Collette & Nauen, 1983).

Foram ainda filmados da família *Blenniidae* 3 indivíduos identificados como um da espécie *Parablennius gattorugine* e dois *Parablennius pilicornis* um quarto indivíduo foi filmado, mas devido à distância a que se encontrava não foi identificado além da família. Estes organismos são muito territoriais e característicos em fundos rochosos (Bauchot, 1987). As restantes espécies encontradas neste substrato foram exemplares de *Conger conger*, *Pollachius pollachius*, *Pseudocaranx dentex* e *Ctenolabrus rupestres*, sendo todas estas espécies carnívoras ou omnívoras (Silva Monteiro, 1998; Svetovidov, 1986; Honebring, 1990; Fjøsne & Gjøsæter, 1996; Sazima, 1998). O congro (*Conger conger*) é um predador um pouco diferente do resto, pois ele é noturno e alimenta-se de peixes demersais de maior porte, polvos ou de grandes crustáceos (Göthel, 2006; Olaso & Rodriguez-Marin, 1995).

Das 5 espécies encontradas nos dois tipos de substrato 3 correspondem à família *Labridae* sendo que 8 organismos foram filmados em substrato rochoso (sete identificados até à espécie e um apenas identificado à família) e apenas 3 em arenoso. Estes números correspondem ao encontrado na literatura no que corresponde à preferência das três espécies (*Coris julis*, *Labrus bergylta* e *Symphodus roissali*) pelo substrato rochoso (Quignard & Pras, 1986). A presença em substrato arenoso, embora reduzida, pode corresponder com a procura de alimento ou para encontrar refúgio, como é o caso da espécie *Coris julis*, que se pode enterrar na areia durante a noite ou quando se sente ameaçada (Deady & Fives, 1995; Quignard & Pras, 1986). Além disso, o efeito atrativo do isco pode ter levado estes peixes a abandonar o substrato rochoso.

O sargo (*Diplodus vulgaris*) também apareceu em ambos os substratos e é uma espécie caracterizada por formar pequenos cardumes (menos de 100 indivíduos) na coluna de água, geralmente a pouca profundidade, onde se alimenta maioritariamente de macrofauna (Sala & Ballesteros, 1997). Por fim, a espécie mais abundante capturada em vídeo foi a faneca (*Trisopterus luscus*) com um total de 37 indivíduos. Esta é uma espécie gregária (figura 12) que pode ser encontrada nos dois tipos de

habitat. A sua abundância despertou-nos um certo interesse e poderá ser justificada se o local onde decorreram as amostragens for uma maternidade ou desova da espécie, e os organismos serem ainda juvenis (Cohen *et al.*, 1990).



Figura 12 - *Frame* de vídeo demonstrando 5 espécimes de *Trisopterus luscus* nas redondezas do isco.

4.2 Dificuldades técnicas nos pré-requisitos para uma boa utilização de sistemas BRUV

Segundo Haggitt *et al.* (2014) existe uma série de suposições que devem ser atingidas para que se possa alcançar o melhor desempenho possível para este tipo de trabalho.

- 1) Boa visibilidade de água. Como regra geral os BRUVs não devem ser utilizados se não existirem condições de visibilidade de 2 a 3 metros.
- 2) As condições oceanográficas e geográficas dos locais de amostragem devem ser idênticas. Caso contrário, a dispersão do isco será diferente.
- 3) O tipo, quantidade e qualidade do isco deve ser uniforme, usando sempre o mesmo tipo de espécie no isco.
- 4) Os BRUVs devem ser utilizados em habitats semelhantes para cada amostragem, devido às preferências de habitat para cada espécie.

- 5) As réplicas de amostragem devem ser independentes umas das outras. Desta maneira evitar que os mesmos indivíduos sejam atraídos.

Para além destas suposições de trabalho é necessário ter um desenho experimental para determinar o número de réplicas e quais as variáveis a medir. É importante também saber a geomorfologia dos locais onde se vão implantar as estruturas bem como as suas coordenadas geográficas. Contudo, na realização desta dissertação encontramos grandes dificuldades técnicas e logísticas que não permitiram que fossem atingidas todas as suposições e pré-requisitos supracitados. O facto de a embarcação não ter estado sempre disponível e a ausência de uma sonda foram os fatores mais influenciadores para as dificuldades encontradas. Já as tempestades que atingiram Portugal continental no ano de 2018 também contribuíram negativamente para o correto desempenho no trabalho de campo.

A ausência do barco nos meses iniciais no ano de 2018 levou a que ocorresse um menor esforço no trabalho de campo e assim contribuindo para uma menor quantidade de horas gravadas e menor quantidade de dados. A presença de uma sonda de barco ajudaria a ter um conhecimento mais aprofundado sobre a geologia do fundo, assim permitindo a realização de um desenho experimental mais robusto. A realização do trabalho de campo desta dissertação durou aproximadamente 4 meses com interrupções frequentes devido a tempestades que atingiram a região em estudo, levando a uma grande agitação na água prejudicando a visibilidade (Figura 13) e influenciando a dispersão da pluma de isco.



Figura 13 - Demonstração de uma amostragem com reduzida visibilidade.

4.3 Modificações e possíveis otimizações

Apesar de todas as dificuldades encontradas na realização desta dissertação concluiu-se que a utilização destes sistemas nas águas agitadas de Viana do Castelo é possível e com viabilidade. No entanto, reconhecemos que algumas modificações poderiam ter facilitado e melhorado a sua performance.

- Ter um conhecimento prévio sobre os tipos de habitats que estão presentes nas zonas onde se pretende realizar o estudo é um ponto muito importante que deve ser cumprido para lhe garantir robustez. Infelizmente nesta dissertação não tivemos essa oportunidade. Para uma replicação futura seria uma mais valia complementar o trabalho de campo com o conhecimento prévio sobre os mapas de habitats da zona.
- A logística e qualidade das câmaras de vídeo tem um papel muito importante no processo de identificação, neste estudo foram utilizadas câmaras com as definições de 30 *frames* por segundo (fps) no entanto após a análise videográfica foi concluído que a utilização de 60 fps seria ideal para melhorar a identificação de algumas espécies de peixes que passam pelo campo de visão a rápidas velocidades.
- A utilização de câmaras de vídeo mais recentes ou outras tecnologias que permitam gravações mais longas. Após os primeiros testes de gravações verificou-se que as câmaras de vídeo utilizadas, com a profundidade e com a baixa temperatura da água, tinham uma taxa de consumo de bateria superior ao esperado, não atingindo, por vezes, o tempo previsto.
- Neste projeto utilizaram-se cordas brancas para se fazer descer os BRUVs da superfície até ao fundo. A nosso ver, a utilização de um outro método seria mais vantajoso para que os peixes não se sintam ameaçados com o balancear das cordas durante a agitação marinha.

5. Conclusão e perspectivas futuras

5. Conclusão e perspectivas futuras

Pelo nosso conhecimento este estudo é pioneiro no que diz respeito à utilização de *baited remote underwater video systems* na região de Viana do Castelo. Assim sendo, foi possível verificar que o desempenho científico deste método nesta região foi possível e ainda obteve algum sucesso na deteção de diferentes espécies, sem a necessidade de se ser invasivo perante os organismos e com um custo relativamente baixo. No entanto, há necessidade da elaboração de um estudo a uma escala mais alargada, com equipamento mais complexo, de forma a obter resultados mais robustos.

Um dos objetivos futuros poderá passar pela utilização dos conhecimentos e otimizações adquiridos neste trabalho para melhorar a sua prestação, comparando de forma mais robusta as preferências de habitat das diferentes populações de peixes presentes nesta região. Dependendo da disponibilidade monetária e logística, o próximo passo para um estudo de abundâncias utilizando sistemas BRUV passaria pela utilização das funcionalidades *stereo*, a possibilidade de armar a estrutura com duas câmaras calibradas de forma a medir corretamente as dimensões dos peixes permitiria estimar biomassas e compreender melhor as dinâmicas de recrutamento das comunidades de peixe (Ricker *et al.*, 1975). Outro fator que seria interessante explorar seria averiguar se ocorrem variações sazonais, uma vez que a temperatura da água pode provocar diferenças nas abundâncias e atividade dos peixes (Götz, 2005; Botsford, 2001). A utilização de armadilhas luminosas tem sido alvo de experiências para amostragens de larvas de peixe, especialmente as mais desenvolvidas. Desta forma poderia ser adicionado um sistema de luz ao BRUV para tentar captar uma maior diversidade de peixes que se sintam estimuladas pela luz ou atraídos pelas larvas (Hickford & Schiel, 1999; Choat, 1993). Se existir possibilidade de utilizar mais de uma câmara de vídeo por aparelho a implementação da funcionalidade *stereo* será uma mais valia para a robustez dos trabalhos. Recentemente o estudo de Whitmarsh *et al.*, (2018) utilizou quatro câmaras no seu sistema BRUV que resultou num campo de visão de 360°, uma ideia bastante interessante para mitigar os possíveis enviesamentos das correntes na pluma de isco. Isto porque filma em todas as direções e permite observar em mais 3 pontos de visão as espécies que sejam tímidas e não se aproximem tanto do isco, é uma ideia que aumenta a dimensão do trabalho pós-campo, mas poderá ser benéfico para uma melhor compreensão das comunidades piscícolas de Viana do Castelo.

6. Referencias bibliográficas

6. Referencias bibliográficas

Armstrong, J., Bagley, P., & Priede, I. (1992). Photographic and acoustic tracking observations of the behaviour of the grenadier *Coryphaenoides (Nematonurus) armatus* the eel *Synaphobranchus bathybius*, and other abyssal demersal fish in the North Atlantic Ocean. *Marine Biology*, 112(4), 535-544.

Babcock, R., Kelly, S., Shears, N., Walker, J., & Willis, T. (1999). Changes in community structure in temperate marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 189, 125-134.

Bacheler, N., Schobernd, C., Schobernd, Z., Mitchell, W., Berrane, D., Kellison, G., & Reichert, M. (2013). Comparison of trap and underwater video gears for indexing reef fish presence and abundance in the southeast United States. *Fisheries Research*, 143, 81-88.

Bauchot, M., (1987). Poissons osseux. In W. Fischer, M. Bauchot & M. Schneider (Volume 2), *Mediterranee et mer Noire* (pp. 891-1421). Rome: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.

Ben-Tuvia, A., (1986). Mugilidae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 3), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 1197-1204). Paris: UNESCO.

Bertocci, I., Araújo, R., Incera, M., Arenas, F., Pereira, R., & Abreu, H. (2011). Benthic assemblages of rock pools in northern Portugal: seasonal and between-pool variability. *Scientia Marina*.

Bortone, S.A., Samoilys, M.A., & Francour, P., (2000). Fish and macroinvertebrate evaluation. In W. Seaman Jr., (Eds.), *Artificial Reef Evaluation with application to Natural Marine Habitats* (pp. 127 – 164). Boca Raton, Flórida: CRC Press

Botsford, L. (2001). Physical influences on recruitment to California Current invertebrate populations on multiple scales. *ICES Journal of Marine Science*, 58(5), 1081-1091.

Botsford, L., Castilla, J., & Peterson, C. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277(5325), 509-515.

Brooks, E., Sloman, K., Sims, D., & Danylchuk, A. (2011). Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. *Endangered Species Research*, 13(3), 231-243.

Busby, M., Mier, K., & Brodeur, R. (2005). Habitat associations of demersal fishes and crabs in the Pribilof Islands region of the Bering Sea. *Fisheries Research*, 75(1-3), 15-28.

Cappo, M., & Brown, I. (1996). *Evaluation of sampling methods for reef fish populations of commercial and recreational interest*. Townsville, Queensland.: CRC Reef Research Centre.

Cappo, M., De'ath, G., & Speare, P. (2007). Inter-reef vertebrate communities of the Great Barrier Reef Marine Park determined by baited remote underwater video stations. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 209-221.

Cappo, M., Harvey, E., & Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques-an overview. In J. Lyle, D. Furlani & C. Buxton. *Cutting-edge technologies in fish and fisheries science* (pp. 101-114). Hobart, Tasmania: Australian Society for Fish Biology.

Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H., & Speare, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. In J. Beumer, A. Grant & D. Smith. *Aquatic Protected Areas - what works best and how do we know?* (pp. 455-464). North Beach, Western Australia: Australian Society for Fish Biology.

Cappo, M., Speare, P., & De'ath, G. (2004). Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302(2), 123-152.

Carbines, G., & Cole, R. (2009). Using a remote drift underwater video (DUV) to examine dredge impacts on demersal fishes and benthic habitat complexity in Foveaux Strait, Southern New Zealand. *Fisheries Research*, 96(2-3), 230-237.

Chapman, C., Johnstone, A., Dunn, J., & Creasey, D. (1974). Reactions of fish to sound generated by divers' open-circuit underwater breathing apparatus. *Marine Biology*, 27(4), 357-366.

Choat, J. (1993). A comparison of towed nets, purse seine, and light-aggregation devices for sampling larvae and pelagic juveniles of coral reef fishes. *Fish. Bull*, 91, 195-209.

Christensen, N., Bartuska, A., Brown, J., Carpenter, S., D'Antonio, C., & Francis, R. (1996). The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications*, 6(3), 665-691.

Cohen, D. (1990). *Gadiform fishes of the world (order Gadiformes)*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Cole, R. (1994). Abundance, size structure, and diver-oriented behaviour of three large benthic carnivorous fishes in a marine reserve in Northeastern New Zealand. *Biological Conservation*, 70(2), 93-99.

Coleman, M., Bates, A., Stuart-Smith, R., Malcolm, H., Harasti, D., & Jordan, A. (2015). Functional traits reveal early responses in marine reserves following protection from fishing. *Diversity and Distributions*, 21(8), 876-887.

Collette, B., & Nauen, C. (1983). *Scombrids of the world (Volume 2)*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Colton, M., & Swearer, S. (2010). A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 400, 19-36.

Costa, M. (1988). Écologie alimentaire des poissons de l'estuaire du Tage. *Cybium* 12(4), 301-320.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Raskin, R. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.

Cundy, M., Santana-Garcon, J., Ferguson, A., Fairclough, D., Jennings, P., & Harvey, E. (2017). Baited remote underwater stereo-video outperforms baited downward-facing single-video for assessments of fish diversity, abundance and size composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 497, 19-32.

Cushing, D. H. (1988). *The provident sea*. Cambridge, NY: Cambridge University Press.

Dayton, P., Thrush, S., Agardy, M., & Hofman, R. (1995). Environmental effects of marine fishing. Aquatic Conservation. *Marine and Freshwater Ecosystems*, 5(3), 205-232.

Deady, S., & Fives, J. (1995). Diet of ballan wrasse, *Labrus bergylta*, and some comparisons with the diet of corkwing wrasse, *Crenilabrus melops*. *Journal of The Marine Biological Association of The United Kingdom*, 75(03), 651.

Dickens, L., Goatley, C., Tanner, J., & Bellwood, D. (2011). Quantifying Relative Diver Effects in Underwater Visual Censuses. *PLOS ONE*, 6(4), 18965.

Doney, S., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J., Chan, F., & English, C. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4(1), 11-37.

Dorman, S., Harvey, E., & Newman, S. (2012). Bait Effects in Sampling Coral Reef Fish Assemblages with Stereo-BRUVs. *PLOS ONE*, 7(7), 41538.

Edgar, G., & Barrett, N. (1997). Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213(2), 261-279.

Ellis, D., DeMartini, E. (1995). Evaluation of a video camera technique for indexing abundances of juvenile pink snapper, *Pristipomoides filamentosus*, and other Hawaiian insular shelf fishes. *Fishery Bulletin*, 93, 67-77.

English, S., Wilkinson, C., & Baker, V. (1997). *Survey manual for tropical marine resources*. Townsville, Queensland: Australian Institute of Marine Science.

Farnsworth, K., Thygesen, U., Ditlevsen, S., & King, N. (2007). How to estimate scavenger fish abundance using baited camera data. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 223-234.

Ferrari, R., Malcolm, H., Byrne, M., Friedman, A., Williams, S., & Schultz, A. (2017). Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography*, 41(7), 1077-1091.

Fjøsne, K., & Gjøsaeter, J. (1996). Dietary composition and the potential of food competition between 0-group cod (*Gadus morhua* L.) and some other fish species in the littoral zone. *ICES Journal of Marine Science*, 53(5), 757-770.

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C. (2004). Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35(1), 557-581.

Friedlander, A., Brown, E., Jokiel, P., Smith, W., & Rodgers, K. (2003). Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs*, 22(3), 291-305.

Gharbi, H., Ktari M. (1979) Régime alimentaire des rougets (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 et *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758) du golfe de Tunis. *Bull. Inst. Natl. Sci. Tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, 6, 41-52.

Ghazilou, A., Shokri, M., & Gladstone, W. (2016). Application of baited remote underwater video stations to assess benthic coverage in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 105(2), 606-612.

Gladstone, W., Lindfield, S., Coleman, M., & Kelaher, B. (2012). Optimisation of baited remote underwater video sampling designs for estuarine fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 429, 28-35.

Göthel, H. (2006). *Fauna marina del Mediterraneo*. Barcelona: Omega.

Götz, A. (2005). *Assessment of the effect of Goukamma Marine Protected Area on community structure and fishery dynamics* (Doctoral dissertation). Rhodes University.

Gratwicke, B., & Speight, M. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66(3), 650-667.

Griffin, R., Robinson, G., West, A., Gloyne-Phillips, I., & Unsworth, R. (2016). Assessing Fish and Motile Fauna around Offshore Windfarms Using Stereo Baited Video. *PLOS ONE*, 11(3), 0149701.

Haggitt, T., Freeman, D., Lily, C. (2014). *Baited remote underwater video guidelines*. Wellington, New Zealand: eCoast Ltd, The Department of Conservation Science and Technical Group.

Halpern, B., Selkoe, K., Micheli, F., & Kappel, C. (2007). Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315.

Halpern, B., Walbridge, S., Selkoe, K., Kappel, C., Micheli, F., & D'Agrosa, C. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

Harborne, A., Mumby, P., Kennedy, E., & Ferrari, R. (2011). Biotic and multi-scale abiotic controls of habitat quality: their effect on coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 437, 201-214.

Harvey, E., Cappo, M., Butler, J., Hall, N., & Kendrick, G. (2007). Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 245-254.

Harvey, E., Newman, S., McLean, D., Cappo, M., Meeuwig, J., & Skepper, C. (2012). Comparison of the relative efficiencies of stereo-BRUVs and traps for sampling tropical continental shelf demersal fishes. *Fisheries Research*, 125-126, 108-120.

Hickford, M., & Schiel, D. (1999). Evaluation of the performance of light traps for sampling fish larvae in inshore temperate waters. *Marine Ecology Progress Series*, 186, 293-302.

Hinz, H., Kaiser, M., Bergmann, M., Rogers, S., & Armstrong, M. (2003). Ecological relevance of temporal stability in regional fish catches. *Journal of Fish Biology*, 63(5), 1219-1234.

Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J. (2010). The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523-1528.

Holmes, T., Wilson, S., Travers, M., Langlois, T., Evans, R., & Moore, G. et al. (2013). A comparison of visual- and stereo-video based fish community assessment methods in tropical and temperate marine waters of Western Australia. *Limnology And Oceanography: Methods*, 11(7), 337-350.

Honebring, R. (1990). *Fishing in Hawaii: A Student Manual*. Honolulu, Hawaii: Education Program, division of Aquatic Resources.

Jackson, J., Kirby, M., Berger, W., Bjorndal, K., Botsford, L., Bourque, B., ... & Hughes, T. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530), 629-637.

Jan, R., Shao, Y., Lin, F., Fan, T., Tu, Y., Tsai, H., & Shao, K. (2007). An underwater camera system for real-time coral reef fish monitoring. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 14, 273-279.

Jennings, S., & Kaiser, M. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. In D. Sims (Volume 34), *Advances in marine biology* (pp. 201-352). Amsterdam: Academic Press.

Johnson, A., Jenkins, S., Hiddink, J., & Hinz, H. (2012). Linking temperate demersal fish species to habitat: scales, patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 14(3), 256-280.

Kulbicki, M., Cornuet, N., Vigliola, L., Wantiez, L., Moutham, G., & Chabanet, P. (2010). Counting coral reef fishes: Interaction between fish life-history traits and transect design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 387(1-2), 15-23.

Langlois, T., Chabanet, P., Pelletier, D., & Harvey, E. (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. *Fisheries Newsletter-South Pacific Commission*, 118, 53.

Langlois, T., Harvey, E., Fitzpatrick, B., Meeuwig, J., Shedrawi, G., & Watson, D. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology*, 9(2), 155-168.

Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & Suthers, I. (2012). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416-417, 243-253.

Malcolm, H., Gladstone, W., Lindfield, S., Wraith, J., & Lynch, T. (2007). Spatial and temporal variation in reef fish assemblages of marine parks in New South Wales, Australia baited video observations. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 277-290.

Mallet, D., & Pelletier, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154, 44-62.

Miller, P.J. (1986). Gobiidae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 3), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 1019-1085). Paris: UNESCO.

Moreira, M. (1984). *O porto de Viana do Castelo na época dos descobrimentos*. Viana do Castelo: Câmara Municipal.

Morrison, M., & Carbines, G. (2006). Estimating the abundance and size structure of an estuarine population of the sparid *Pagrus auratus*, using a towed camera during nocturnal periods of inactivity, and comparisons with conventional sampling techniques. *Fisheries Research*, 82(1-3), 150-161.

Moura, T., Figueiredo, I., Farias, I., Serra-Pereira, B., Neves, A., de Fátima Borges, M., & Gordo, L. S. (2008). Ontogenetic dietary shift and feeding strategy of *Raja undulata* Lacepède, 1802 (Chondrichthyes: Rajidae) on the Portuguese continental shelf. *Scientia Marina*, 72(2), 311-318.

Murphy, H., & Jenkins, G. (2010). Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 236.

Olaso, I., & Rodríguez-Marin, E. (1995). *Alimentación de veinte especies de peces demersales pertenecientes a la división VIIIc del ICES. Otoño 1991*. Madrid: Instituto Español de Oceanografía.

Pais, M., Henriques, S., Costa, M., & Cabral, H. (2014). Topographic complexity and the power to detect structural and functional changes in temperate reef fish assemblages: The need for habitat-independent sample sizes. *Ecological Indicators*, 45, 18-27.

Quignard, J. and Pras, A. (1986). Labridae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 2), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 919-942). Paris: UNESCO.

Reay, P.J., 1986. Ammodytidae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 2), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 945-950). Paris: UNESCO.

Ricker, W. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 191, 1-382.

Roberson, L., Winker, H., Attwood, C., De Vos, L., Sanguinetti, C., & Götz, A. (2015). First survey of fishes in the Betty's Bay Marine Protected Area along South Africa's temperate south-west coast. *African Journal of Marine Science*, 37(4), 543-556.

Roberts, L., Pérez-Domínguez, R., & Elliott, M. (2016). Use of baited remote underwater video (BRUV) and motion analysis for studying the impacts of underwater noise upon free ranging fish and implications for marine energy management. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 75-85.

Sala, E., & Ballesteros, E. (1997). Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 273-283.

Sanchez-Velasco, L., & Norbis, W. (1997). Comparative diets and feeding habits of *Boops boops* and *Diplodus sargus* larvae, two sparid fishes co-occurring in the northwestern Mediterranean (May 1992). *Bulletin of marine science*, 61(3), 821-835.

Sazima, I. (1998). Field evidence for suspension feeding in *Pseudocaranx dentex*, with comments on ram filtering in other jacks (Carangidae). *Environmental Biology of Fishes*, 53(2), 225-229.

Scavia, D., Field, J., Boesch, D., Buddemeier, R., Burkett, V., Cayan, D., ... & Reed, D. (2002). Climate change impacts on US coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25(2), 149-164.

Scheffer, M., Carpenter, S., & Young, B. (2005). Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends In Ecology & Evolution*, 20(11), 579-581.

Schmid, K., Reis-Filho, J., Harvey, E., & Giarrizzo, T. (2016). Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. *Hydrobiologia*, 784(1), 93-109.

Schultz, A., Malcolm, H., Bucher, D., & Smith, S. (2012). Effects of Reef Proximity on the Structure of Fish Assemblages of Unconsolidated Substrata. *PLOS ONE*, 7(11), 49437.

Silva Monteiro, V. (1998). *Peixes de Cabo Verde*. Lisbon: Ministerio do Mar, Gabinete do Secretario de Estado da Cultura.

Skomal, G. (2007). Evaluating the physiological and physical consequences of capture on post-release survivorship in large pelagic fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 14(2), 81-89.

Smith, C. (1990). Moronidae. p. 692-694. In J. Quero, J. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (Volume 2) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA) (pp. 692-694). Paris: UNESCO.

Sparholt, H. (1990). An estimate of the total biomass of fish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 46(2), 200-210.

Stehmann, M. and Bürkel, D. (1984). Rajidae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 1), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 163-196). Paris: UNESCO.

Stobart, B., Díaz, D., Álvarez, F., Alonso, C., Mallol, S., & Goñi, R. (2015). Performance of Baited Underwater Video: Does It Underestimate Abundance at High Population Densities?. *PLOS ONE*, 10(5), 0127559.

Stobart, B., García-Charton, J., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., & Reñones, O. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345(2), 158-174.

Stoner, A., Ryer, C., Parker, S., Auster, P., & Wakefield, W. (2008). Evaluating the role of fish behavior in surveys conducted with underwater vehicles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(6), 1230-1243.

Svetovidov, A. (1986). Gadidae. In P. Whitehead, M. Bauchot, J. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Volume 2), *Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean* (pp. 680-710). Paris: UNESCO.

Unsworth, R., Peters, J., McCloskey, R., & Hinder, S. (2014). Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, 281-287.

Volckaert, F., Barbier, M., Canário, A., Clark, M., Glóckner, F., Olsen, J., Wesnigk, J., & Boyen, C. (2008). *The European flagship of marine sciences for a sustainable future*. Roscoff: Marine Genomics Europe

Watling, L., & Norse, E. (1998). Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*, 12(6), 1180-1197.

Watson, D., Harvey, E., Anderson, M., & Kendrick, G. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148(2), 415-425.

Westera, M., Lavery, P., & Hyndes, G. (2003). Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 294(2), 145-168.

Whitmarsh, S., Fairweather, P., & Huveneers, C. (2016). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 53-73.

Whitmarsh, S., Fairweather, P., Brock, D., & Miller, D. (2014). Nektonic assemblages determined from baited underwater video in protected versus unprotected shallow seagrass meadows on Kangaroo Island, South Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 205-218.

Whitmarsh, S., Huveneers, C., & Fairweather, P. (2018). What are we missing? Advantages of more than one viewpoint to estimate fish assemblages using baited video. *Royal Society Open Science*, 5(5), 171993.

Willis, T., & Babcock, R. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Marine and Freshwater research*, 51(8), 755-763.

Willis, T., Millar, R., & Babcock, R. (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 249-260.

Willis, T., Millar, R., & Babcock, R. (2003). Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology*, 40(2), 214-227.

Wilson, S., Graham, N., Holmes, T., MacNeil, M., & Ryan, N. (2018). Visual versus video methods for estimating reef fish biomass. *Ecological Indicators*, 85, 146-152.

Wraith, J., Lynch, T., Minchinton, T., Broad, A., & Davis, A. (2013). Bait type affects fish assemblages and feeding guilds observed at baited remote underwater video stations. *Marine Ecology Progress Series*, 477, 189-199.

