



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Métricas da Restauração de ervas marinhas: caso de *Cymodocea serrulata* (que forma *Oceana serrulata*) na Ilha de Inhaca, Baía de Maputo

Maria Alberto Cuambe Machiana

Supervisor: Professor Doutor Salomão Olinda Bandeira

Co-supervisora: Doutora Manuela Amone Mabuto

Maputo, Maio de 2025

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Métricas do restauro de ervas marinhas: caso de *Cymodocea serrulata* (que forma *Oceana serrulata*) na Ilha de Inhaca, Baía de Maputo,

Maria Alberto Cuambe Machiana

Supervisor: Professor Doutor Salomão Olinda Bandeira

Co-supervisora: Doutora Manuela Amone Mabuto

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte da exigência para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade.

Maputo, Maio de 2025

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha família, especialmente aos meus queridos e amados filhos, as flores que nunca murcham, Walnissa Machiana e Walson Machiana, que, mesmo diante de todas as dificuldades e pressões, sempre me ofereceram um olhar de admiração. Aos meus pais, Alberto Cuambe e Denilda Doho, pela cultura académica que sempre me inculcaram, pelo apoio constante e pelo amor incondicional.

DECLARAÇÃO DE HONRA

Declaro por minha honra, que o presente trabalho é resultado da minha pesquisa e nunca foi apresentado para obtenção de qualquer outro grau académico ou publicação, estando mencionadas todas as fontes usadas na sua elaboração. Esta dissertação é apresentada em cumprimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de mestre, da Universidade Eduardo Mondlane.

Maputo, Maio de 2025

Maria Cuambe

(Maria Alberto Cuambe Machiana)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus, pelo dom da vida e por ser o guardião da mesma. Ao Projeto WIOSAP/UNEP e ao Seagrass Protect da WIOMSA, pelo financiamento das actividades de campo e pagamento parcial das propinas. Aos meus supervisores, Prof. Doutor Salomão Olinda Bandeira e Doutora Manuela Amone Mabuto, pelo apoio inestimável e pela excelente orientação ao longo de toda a formação académica. A minha família, que desde o início do curso até à conclusão deste trabalho, me apoiou e motivou incondicionalmente. A todos os colegas da turma do mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade, edição de 2021, pelo apoio prestado ao longo do curso. Aos técnicos da Estação de Biologia Marítima da Ilha de Inhaca e aos marinheiros, pela paciência e pelo acompanhamento durante as actividades de restauro de ervas marinhas. A todos que, directa ou indirectamente, contribuíram para a realização deste trabalho, vai o meu sincero “Khanimambo”.

Índice

1. Introdução	2
2. Objectivos do estudo	5
2.1. Objectivo Geral	5
2.2. Objectivos Especificos	5
3. Revisão Bibliográfica	6
3.1. Ervas marinhas	6
3.1.1. Definição, ocorrência e distribuição	6
3.1.2. Principais ameaças a existência das ervas marinhas	7
3.2. Restauro de ervas marinhas	8
3.3. Métodos de restauro de ervas marinhas	10
3.4. Métricas para avaliar o sucesso das ervas marinhas restauradas	11
4. Metodologia	12
4.1. Área de estudo	12
4.1.1. Clima, Relevo e Hidrologia	13
4.2. Amostragem	14
4.2.1. Identificação das áreas para restauração de ervas marinhas e áreas doadoras	14
4.2.2. Testagem dos métodos de restauro de ervas marinhas da espécie <i>Oceana serrulata</i>	19
4.2.3. Estimativa da percentagem de cobertura de ervas marinhas em parcelas restauradas e tapete de referência	20
4.2.4. Comparação da densidade de caules verticais de ervas marinhas nas parcelas restauradas e tapete de referência	20
4.2.5. Estimativa da biomassa acima e abaixo do solo, de ervas marinhas nas parcelas restauradas e o tapete de referência	21
Processamento laboratorial das amostras de ervas marinhas	22
4.2.6. Avaliação do sucesso da restauração de ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i>	22
4.3. Análise de dados	23
5. Resultados	24
5.1. Identificação das áreas doadoras e para restauro de ervas marinhas, e as ameaças sobre os tapetes	24
5.2. Testagem e identificação do método para a restauração de ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i>	25

5.3. Estimativa da porcentagem de cobertura de ervas marinhas da espécie <i>Oceana serrulata</i> em parcelas restauradas e tapete de referência-----	26
5.4. Comparação da densidade de caules verticais de ervas marinhas nas parcelas restauradas e tapete de referência-----	29
5.5. Estimativa da biomassa abaixo e acima do solo de ervas marinhas entre as parcelas restauradas e o tapete de referência-----	30
5.6. Avaliação do sucesso do restauro das ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i> através do cálculo da métrica-----	32
6. Discussão-----	32
6.1. Áreas doadoras, áreas restauráveis de ervas marinhas e ameaças sobre os tapetes --	34
6.2. Testagem e identificação do método para a restauração de ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i> -----	35
6.3. Porcentagem de cobertura e densidade de ervas marinhas da espécie <i>Oceana serrulata</i> em parcelas restauradas e tapete de referência -----	36
6.4. Biomassa abaixo e acima do solo de ervas marinhas nas parcelas restauradas e o tapete de referência -----	37
6.5. Avaliação do sucesso do restauro das ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i> através do cálculo da métrica-----	37
7. Conclusão-----	39
8. Referências Bibliográficas -----	40
Apendix I -----	54
Material -----	54

Índice de figuras

Figura 1: Mapa da Ilha da Inhaca, Sul de Moçambique: a) mostrando a localização da experiência no quadrado delineado a verde. b) espécie de erva marinha <i>Oceana serrulata</i> replantada em Sangala.	13
Figura 2: árvore de decisão na escolha das áreas para restauração das ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i> e passos a serem considerados durante a actividade do restauro.	16
Figura 3: Desenho experimental da testagem dos métodos de restauração de ervas marinhas da espécie <i>Oceana serrulata</i>	19
Figura 4: parcela restaurada após ter sido alocadas ramets de ervas marinhas.	20
Figura 5: material após a secagem na estufa, para o peso seco biomassa acima e biomassa abaixo do solo.	22
Figura 6: Taxa de sobrevivência das ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i> , na testagem dos métodos com e livre de sedimento.	25
Figura 7: Percentagem média de cobertura em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.	26
Figura 8: Comprimento médio das folhas em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.	27
Figura 9: Densidade média de caules verticais em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.	29
Figura 10: Biomassa acima e abaixo do solo no verão (primeiro período de monitoria). Resultados apresentados em média e erro padrão.....	30
Figura 11: Biomassa acima e abaixo do solo no inverno (último período de monitoria). Resultados apresentados em média e erro padrão.....	31
Figura 12: Resultado do cálculo da métrica e medição do sucesso da restauração de ervas marinhas <i>Oceana serrulata</i>	32

Índice de tabelas

Tabela 1. Vantagens e desvantagens dos métodos de restauração de ervas marinhas.....	11
Tabela 2. Dados usados durante a fase I índice de adequação preliminar da restauração (PRSI) para identificar as potenciais áreas para restauração.	17
Tabela 3. Resumo da metodologia usada para o levantamento de dados	21
Tabela 4. Pontuação em cada critério durante a fase I no índice de adequação de restauração preliminar (PRSI) para a identificação do local para a restauração de ervas marinhas.	24

Resumo

O restauro de carbono azul das ervas marinhas constitui uma das formas para compensar perdas de cobertura resultante tanto de acção antropogénica, natural ou climática, estimulando assim a fixação de carbono e reposição dos serviços do ecossistema. O presente estudo avaliou o sucesso de restauração da erva marinha *Oceana serrulata* através da análise de métricas estruturais das plantas nas áreas de replantio e de controle. A restauração de ervas marinhas na Ilha de Inhaca, iniciou em 2019, com a testagem dos métodos manuais, “sod” ou torrão (com sedimento) e “rod” cofragem e “finger” dedo (ambos livre de sedimento), tendo os resultados sido satisfatórios para o método *rod* (com 89% de sucesso). Durante o período de 2020 a 2021 foram instalados 200.000 módulos de *Oceana serrulata* como parte de um programa de restauração abrangente. Essa iniciativa foi realizada mensalmente durante a maré baixa das marés vivas entre os meses de Setembro de 2020 à Maio de 2021, contando com o suporte de uma organização comunitária, a *Atanhi*, dedicada especificamente para este propósito de restauro em conservação dos tapetes de ervas marinhas. A restauração de ervas marinhas envolve a avaliação de várias métricas para determinar o sucesso e o progresso do processo. Essas métricas incluem a percentagem de cobertura das plantas, o número de caule vertical e, a biomassa da parte aérea e subterrânea das ervas marinhas. Durante a fase de monitoramento, esses parâmetros estruturais foram medidos para avaliar o desempenho da restauração. Os resultados indicam uma alta percentagem de cobertura nas áreas restauradas nos meses de Novembro, Setembro e Abril e baixa percentagem nas parcelas dos meses de Fevereiro, Março e Abril. Notavelmente, as parcelas restauradas em Novembro apresentaram valores de percentagem de cobertura e densidade de *shoots* (caules verticais) próximos aos observados na área de referência (área controle).

Palavras-chaves: Restauro, ervas marinhas, *Oceana serrulata*, método rolha (*rod*), percentagem de cobertura, densidade de caules verticais, biomassa.

1. Introdução

As ervas marinhas são plantas que produzem flores e se desenvolvem em ambientes marinhos, ocupando zonas intertidais e subtidais (de la Torre-Castro e Rönnbäck, 2004; Nordlund *et al.*, 2018), podendo alcançar profundidades de 40 a 60 metros (Lipkin *et al.*, 2003). Produzem sementes e pólen, possuem raízes e rizomas (Supriyadi *et al.*, 2023) que se ancoram no sedimento (Hantanirina e Benbow, 2013), e sua reprodução é predominantemente assexuada, através de rizomas ou caules verticais (*shoots*) (Marbà *et al.*, 2014). Frequentemente estabelecem conexões com outros habitats costeiros, como recifes de coral e mangais (Gullström *et al.*, 2002; Green e Short, 2003; Cullen-Unsworth e Unsworth, 2016; Tan *et al.*, 2020), desempenhando um papel essencial como habitats biogénicos no funcionamento e biodiversidade dos ecossistemas costeiros (Duffy, 2006).

Esses ecossistemas fornecem uma variedade de serviços ecossistémicos, como suporte à pesca comercial (Ward *et al.*, 2020), abrigo e alimento para diversas espécies marinhas (Berkström *et al.*, 2012; Kimirei *et al.*, 2011; Lyimo, 2016), estabilização do substrato (Waycott *et al.*, 2009) e mitigação da erosão costeira (Ondiviela *et al.*, 2014; Boudouresque *et al.*, 2016; Potouroglou *et al.*, 2017). Além disso, têm capacidade de capturar e armazenar carbono por longos períodos, contribuindo para a adaptação às mudanças climáticas e para a resiliência dos ecossistemas (Fourqurean *et al.*, 2012; Duarte *et al.*, 2013; Lyimo, 2016).

Apesar disso, os ecossistemas de ervas marinhas têm sofrido um declínio global acentuado devido a diversas ameaças, incluindo alterações climáticas (Côté-Laurin, 2017), desenvolvimento costeiro (Waycott *et al.*, 2009), escoamento urbano (Yaakub *et al.*, 2014), actividades agrícolas (Short *et al.*, 2016) e a descarga de efluentes não tratados (Arias-Ortiz *et al.*, 2018). Estima-se que cerca de 7% desses habitats sejam perdidos anualmente (Waycott *et al.*, 2009), e que pelo menos 22 espécies estejam em declínio (Hemminga e Duarte, 2000). A espécie *Zostera capensis*, por exemplo, foi classificada como vulnerável pela Lista Vermelha da IUCN, devido ao seu declínio documentado em várias regiões, incluindo a Baía de Maputo (Bandeira, 2002; Bandeira, 2014).

A região do Oceano Índico Ocidental (*WIO*) abriga 14 espécies de ervas marinhas, cerca de 25% da diversidade mundial (Gullström *et al.*, 2002; Bandeira, 2011; Short *et al.*, 2012). Em Moçambique, com 2 515 km de costa, foram identificadas 13 espécies (Bandeira e Gell, 2003),

ocupando uma área estimada de 439,04 km², das quais 27,55 km² são consideradas degradadas (Bandeira e Gell, 2003). Essa degradação decorre principalmente da sedimentação e do assoreamento (Bandeira *et al.*, 2014), bem como da colecta intensiva de macroinvertebrados, sobretudo bivalves (Chitará-Nhandimo *et al.*, 2022).

Dada a sua localização e extensão costeira, Moçambique está particularmente exposto aos impactos climáticos e antropogénicos sobre os ecossistemas marinhos. A região Indo-Pacífica, onde o país está inserido, é considerada o centro de dispersão das ervas marinhas, abrigando 75% das espécies de angiospérmicas marinhas conhecidas. A elevada dependência das comunidades costeiras da pesca e da colecta de macroinvertebrados sob tapetes de ervas marinhas, combinada com práticas pesqueiras destrutivas, tem resultado na redução contínua dos recursos marinhos ao longo da costa (Bandeira *et al.*, 2021). Mais de 60% da população vive em zonas costeiras (INE, 2007; Zeidler e Jocitala, 2018), o que aumenta a pressão sobre esses ecossistemas (Samoilys *et al.*, 2019).

Eventos climáticos extremos, como ciclones, têm também influenciado a distribuição e cobertura das ervas marinhas, sobretudo em áreas já impactadas por actividades humanas (Björk *et al.*, 2008). A costa moçambicana encontra-se na trajetória de ciclones tropicais, sendo uma das zonas mais activas do hemisfério sul nesse tipo de evento (Mavume *et al.*, 2009; Roy e Kovordányi, 2012; Massuanganhe *et al.*, 2015). Nas últimas décadas, a cobertura de ervas marinhas diminuiu a uma taxa de 1,2% ao ano na Baía de Inhambane, com taxas ainda mais elevadas na Baía de Maputo devido à coleta de ameijoas e à acção dos ciclones (Bandeira, 2014; Amone-Mabuto *et al.*, 2017).

Na Baía de Maputo, as práticas pesqueiras como o uso de pás e enxadas na coleta de macroinvertebrados e redes de arrasto, têm provocado a degradação significativa dos tapetes de ervas marinhas, resultando na perda de mais de 50% da sua cobertura (Bandeira *et al.*, 2021). As áreas mais pressionadas localizam-se na Ilha da Inhaca e na região nordeste da baía, entre a Ilha Xefina Grande e o Bairro dos Pescadores (Fenoro *et al.*, 2023). Na Ilha da Inhaca, a perda de cobertura tem sido associada ao pisoteio, à actividade de embarcações motorizadas e à sedimentação causada por cheias (Bandeira, 2002b; Bandeira *et al.*, 2014).

Face ao estado de degradação observado, há uma necessidade urgente de implementar acções do restauro ecológico, com o objectivo de recuperar a funcionalidade e os serviços ecossistémicos fornecidos por este habitat. O restauro de ervas marinhas tem sido aplicado em

diversas regiões como resposta à degradação de ecossistemas costeiros (van Katwijk *et al.*, 2016), visando reestabelecer processos como a ciclagem de nutrientes, a formação do solo e a recuperação da fauna associada (McSkimming *et al.*, 2016; Reynolds *et al.*, 2013). No contexto moçambicano, destaca-se a necessidade de restaurar espécies fortemente afectadas pela sedimentação e pela extração de macroinvertebrados, como *Zostera capensis*, *Oceana serrulata*, *Halophila ovalis* e *Halodule uninervis* (Fenoro *et al.*, 2023).

Este estudo surge como uma contribuição para a compreensão do estado actual das ervas marinhas em Moçambique, com enfoque na Baía de Maputo, e pretende estabelecer bases técnicas e científicas para futuras iniciativas do restauro ecológico, visando a conservação deste ecossistema vital para a biodiversidade marinha e o bem-estar das comunidades costeiras.

2. Objectivos do estudo

2.1. Objectivo Geral

Avaliar a eficácia de diferentes métodos do restauro para a espécie de erva marinha *Oceana serrulata*, bem como o sucesso do seu restauro, de modo a contribuir para a implementação de um programa abrangente de restauro de ervas marinhas na Baía de Maputo.

2.2. Objectivos Específicos

- 1) Identificar as áreas doadoras e áreas para o restauro de ervas marinhas e as ameaças sobre os tapetes;
- 2) Testar métodos para a restauro de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*;
- 3) Estimar a percentagem de cobertura em parcelas de ervas marinhas nas áreas restauradas e de referência/controle;
- 4) Comparar a densidade de caules de ervas marinhas restauradas e área de referência/controle;
- 5) Estimar a biomassa abaixo e acima do solo, de ervas marinhas nas parcelas restauradas e na área de referência/controle;
- 6) Avaliar o sucesso do restauro das ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Ervas marinhas

2.1.1. Definição, ocorrência e distribuição

Ervas marinhas são plantas marinhas subaquáticas, que crescem totalmente submersas e enraizadas em ambientes estuarinos e marinhos; estas pertencem a monocotiledóneas, que distribuem-se maioritariamente ao longo de toda a costa e ocorrem geralmente agrupadas a vários tipos de comunidades (Bianchi *et al.*, 1999; Larkum *et al.*, 2006; Orth *et al.*, 2006). Não são gramíneas verdadeiras; embora sejam todas monocotiledóneas, elas não têm uma única origem evolutiva, mas são um grupo polifilético, definido pelo nicho ecológico particular que habitam. As ervas marinhas são os únicos descendentes de angiospermas terrestres que invadiram o ambiente marinho (Hemminga e Mateo, 1996; Spalding *et al.*, 2003).

O ambiente marinho no qual as ervas marinhas vivem, é dominado por mudanças constantes no nível da água, temperatura e salinidade (den Hartog e Kuo, 2006; Bandeira *et al.*, 2014); para sobreviverem neste nicho, as ervas marinhas possuem adaptações tais como: (i) morfologia específica com sistemas de ancoragem feitos de rizomas com lacunas de ar, raízes, folhas, (ii) flores com polinização hidrofílica, viviparidade em algumas espécies e a (iii) absorção de nutrientes através de raízes e folhas (Short e Coles, 2001; Spalding *et al.*, 2003).

Os ecossistemas de ervas marinhas são produtores em águas marinhas rasas tendo alta produtividade que é derivada do fundo e acima do substrato. A produtividade primária derivada abaixo do substrato inclui raízes e rizomas e acima do substrato inclui folhas e bainha de folhas. Um dos aspectos mais proeminentes da biologia e intimamente relacionado à produtividade das ervas marinhas é o crescimento; altas taxas de crescimento podem produzir maior produtividade (Short e Coles, 2001; Spalding *et al.*, 2003).

O crescimento de ervas marinhas é limitado pelas condições de substrato das águas. O substrato desempenha um papel na determinação da estabilidade da vida das ervas marinhas, como meio para o crescimento para que não sejam transportadas por correntes e ondas. Diferentes tipos de substrato podem causar diferenças na composição do tipo de ervas marinhas, também podem afetar as diferenças de fertilidade e o crescimento de ervas marinhas (Tupan e Unepetty, 2017).

Normalmente, as ervas marinhas crescem em áreas dominadas por substratos moles como areia ou lama, mas algumas espécies podem ser encontrados crescendo em substratos mais rochosos. As ervas marinhas requerem altos níveis de luz, comparativamente as outras plantas marinhas,

devido às suas estruturas subterrâneas complexas que incluem quantidades consideráveis de tecidos não fotossintéticos. Assim, embora tenham sido registados a 70 metros em águas claras, elas são geralmente mais restritas a águas rasas isto devido à rápida atenuação da luz com a profundidade (Spalding *et al.*, 2003).

Compreendem um grupo funcional de aproximadamente cerca de 72 (Short *et al.*, 2007; Short *et al.*, 2016) espécies que ocorrem em todo mundo e pertencem às famílias Posidoniaceae, Zosteraceae, Hydrocharitaceae e Cymodoceaceae (Bianchi *et al.*, 1999); destas espécies, 13 ocorrem em Moçambique, pertencentes a oito géneros e três famílias nomeadamente: *Zostera capensis* (Zosteraceae), *Enhalus acoroides*, *Halophila ovalis*, *Halophila stepulacea*, *Thalassia hemprichii* (Hydrocharitaceae), *Oceana serrulata*, *Cymodocea rotundata*, *Halodule uninervis*, *Syringodium isoetifolium* e *Thalassodendron ciliatum* (Cymodoceaceae) (Hemminga e Duarte 2000; Spalding *et al.*, 2003; Malhadas *et al.*, 2012).

Em Moçambique existem poucos estudos sobre ervas marinhas, e destes pode se mencionar o estudo de Massingue e Bandeira (2005) realizado na zona norte do país, na província de Nampula no qual resultados mostram terem sido identificadas 12 espécies de ervas marinhas distribuídas em três famílias que compõem nove comunidades de Nacala a Ilha de Moçambique. Na zona sul, um estudo realizado por Bandeira (2002) na Ilha de Inhaca no qual resultados indicam ocorrência de nove espécies de ervas marinhas, e na Baía de Inhambane em um estudo realizado por Amone-Mabuto *et al.* (2013) foram identificadas oito espécies de ervas marinhas.

3.1.2. Principais ameaças a existência das ervas marinhas

As ervas marinhas por crescerem próximo a costa, estão constantemente expostas a pressões de forma directa e indirecta (Duarte *et al.*, 2002); os impactos directos estão ligados ao contacto com o ser humano, seja pelo ancoramento de barcos (Okudan *et al.*, 2011), artes de pesca nocivas (Marimba *et al.*, 2019) durante a pesca de moluscos (Cabaço *et al.*, 2005), actividades de recreação (Okudan *et al.*, 2011), desenvolvimento na zona costeira (Gamble *et al.*, 2021), eutrofização e aquicultura (De los Santos *et al.*, 2019); essas pressões causam conflito entre interesses de conservação e os de subsistência, e cada vez mais causando fragmentação e até perda de muitos tapetes de ervas marinhas (Gamble *et al.*, 2021).

Os impactos indirectos incluem mudanças climáticas, mudanças nos níveis globais do mar, aumentos de CO₂ e raios ultravioleta (UV) e impactos antropogénicos sobre biodiversidade

marinha, levando à mudança na biodiversidade oceânica e teias alimentares costeiras, estes eventos concorrem para as ameaças à existência das ervas marinhas (Gamble *et al.*, 2021). Países da região do Oceano Índico Ocidental (WIO, sigla inglesa) tem perdido valiosas adaptações e serviços ecossistémicos em virtude da aceleração das perdas de tapetes de ervas marinhas (Wegoro *et al.*, 2022) e estes eventos e perda de habitat tem impulsionado iniciativas de restauro de ervas marinhas (Gamble *et al.*, 2021).

3.2. Restauro de ervas marinhas

Refere-se ao restauro de ervas marinhas, ao processo que visa devolver um sistema de ervas marinhas, tanto quanto possível, a uma condição pré-existente levando em consideração a natureza do processo de recuperação natural (Reynolds *et al.*, 2013; Gamble *et al.*, 2021). O restauro de ervas marinhas é um instrumento adicional necessário para compensar a perda da biodiversidade ecossistémica e dos serviços ecossistémicos do habitat de ervas marinhas (Sinclair *et al.*, 2013). Frequentemente a motivação primária para o restauro de um ecossistema é recuperar a riqueza da fauna associada ao habitat perdido (McSkimming *et al.*, 2016). O restauro pode ajudar a aliviar as perdas de habitats, auxiliar a restabelecer a estrutura e funcionamento de um ecossistema; 6-12 anos depois do sucesso do restauro de ervas marinhas, as áreas restauradas tem habilidade de remover nitrogénio e sequestrar carbono no sedimento quase na mesma taxa tanto como nos tapetes naturais (Reynolds *et al.*, 2013).

Em termos históricos, o restauro dos ecossistemas terrestres e de água doce, superou a de ervas marinhas, pelo facto de que os ambientes marinhos são muito mais difíceis de a cessar e trabalhar em comparação com os ambientes terrestres, e os impactos da degradação nem sempre são claramente visíveis para a sociedade (Sinclair *et al.*, 2013). A restauração ou restauro em ecossistemas costeiros (por exemplo ervas marinhas e mangais) ainda é uma área de amadurecimento da ciência (Wood *et al.*, 2019), além de que o restauro de ervas marinhas é considerada muitas vezes muito cara devido a uma infinidade de razões, das quais pode se mencionar o alto custo da mão-de-obra, desafios ligados a propagação e a necessidade de repetir o plantio devido a perdas (Bayraktarov *et al.*, 2016).

Os estudos iniciais do restauro de ervas marinhas são de 1939, com a maioria dos trabalhos a ocorrer nos Estados Unidos, Europa ou Asia Oriental e os esforços foram maioritariamente focados na *Zostera marina* (van Katwijk *et al.*, 2016). Um exemplo bem-sucedido é recuperação de aproximadamente 1700 hectares de *Zostera marina* na Reserva da Costa da

Virgínia (Orth e McGlathery, 2012). Esses esforços resultaram na recuperação de invertebrados de epifauna na década de 1990 (Lefcheck *et al.*, 2017). Outro dado recente de estudos de sucesso de restauro ocorreu no Porto de Whangarei, Nova Zelândia, com pelo menos 600 hectares de *Zostera muelleri* recuperados (Matheson *et al.* 2017).

A nível global muitos outros esforços de restauro tiveram taxas pouco encorajadoras, no entanto o conhecimento e experiência adquiridos com esses primeiros estudos tem sido a prova do quão importante são para o desenvolvimento do conhecimento que viabiliza o restauro de ervas marinhas em larga escala hoje (van Katwijk *et al.*, 2016). Os esforços experimentais do restauro tiveram seu início em 2007 no Quênia, em resposta à degradação do habitat de ervas marinhas devido à herbívora de ouriço-do-mar (Uku *et al.*, 2021). Na Tanzânia há registo de uma experiência de pequena escala, onde houve maior taxa de sobrevivência nas ervas marinhas restauradas pelo método mecânico com sedimento (*plug/rolha*) (Wegoro *et al.*, 2022).

Em Moçambique as primeiras iniciativas de testagem de métodos de restauro tiveram lugar na Baía de Maputo, na zona entre as marés do bairro dos Pescadores em 2016; onde testou-se o método com sedimento (*plug/rolha*) e o método livre de sedimento (*grampo*) no restauro de ervas marinhas da espécie *Zostera capensis*. Resultados obtidos mostraram maior taxa de sobrevivência em 63% para as ervas marinhas restauradas com o método de *rolha* (Cuambe, 2017).

Em 2018 fez-se também o restauro de ervas marinhas da espécie *Zostera capensis* na zona entre as marés do Bairro dos Pescadores e na Ilha da Inhaca, pelo método *rolha*, onde testou-se a eficácia de diferentes tamanhos de diâmetros, nomeadamente 4.5 cm e 7.5 cm. Os resultados indicaram maior eficácia nas áreas com ervas marinhas restauradas com o tubo PVC de 7.5 cm de diâmetro (Amone-Mobuto *et al.*, 2022). Outra iniciativa de restauro teve lugar igualmente na zona entre as marés do Bairro dos pescadores, entre os meses de Abril e Outubro de 2020, onde fez-se o restauro passivo. A restauração passiva consiste na facilitação da recuperação da área degradada, pela remoção do agente estressor no habitat. Resultados desta experiência mostram que, no que respeita a flora e fauna, o habitat recupera-se num intervalo de três à seis meses (Fanoro *et al.*, 2023).

3.3. Métodos de restauro de ervas marinhas

Diversas técnicas de restauro de ervas marinhas têm se baseado na transferência de brotos vegetativos da área doadora para áreas receptoras. Embora esse método tenha apresentado resultados positivos no estabelecimento das plantas (Paling et al., 2001), sua implementação envolve elevados custos operacionais e demanda significativa de mão-de-obra.

Entre os métodos disponíveis, destacam-se os que utilizam sedimento, como os métodos *plug* e *sod* por minimizarem o dano aos tecidos radiculares e dos rizomas, favorecendo a sobrevivência das plantas transplantadas. No entanto, esses métodos podem causar perturbações físicas nos tapetes doadores e apresentam maior complexidade logística e custo (Fonseca et al., 1994 citado por Lee e Park, 2008). Por outro lado, os métodos sem sedimento, como o *rod*, consistem na colecta de brotos com raízes, mas sem rizomas nem sedimento, os quais são ancorados na área do restauro utilizando dispositivos como grampos e hastes para contornar o problema da flutuabilidade (Fonseca et al., 1998 citado por Lee e Park, 2008).

As características dos tapetes de ervas marinhas são susceptíveis de diferir de local para local, por isso é essencial manter o local de referência (medida para comparação). O local de ocorrência dos tapetes de ervas marinhas de referência devem ter características semelhante ao tapete a ser restaurado em termos de exposição, amplitude das marés, profundidade, localizadas na mesma região biogeográfica, e principalmente livre de qualquer grande impacto natural ou antropogénico (Kerninon, 2021).

Tabela 1. Vantagens e desvantagens dos métodos de restauração de ervas marinhas

Métodos	Vantagem	Desvantagem	Referência
Com sedimento: <i>sod</i>	- Preserva as raízes;	- Trabalho bastante intensivo requer muita mão-de-obra.	Orth <i>et al.</i> , 1999 citado por Lee e Park, 2008.
Livre de sedimento: <i>rod e dedo (finger)</i>	- Técnica de restauro confiável em áreas com areias finas, movimento moderado de água; - Fixação rápida e expansão em duas direções, - Altas taxas de sobrevivência; - Aumento da densidade.	- Requer trabalho intensivo; - É caro e leva muito tempo.	Orth <i>et al.</i> , 1999 citado por Lee e Park, 2008.

3.4. Métricas para avaliar o sucesso das ervas marinhas restauradas

Para avaliar o estado de um tapete de ervas marinhas, existem várias métricas de monitoramento relativamente de custo baixo que indicam saúde e função das ervas marinhas, e estas podem ser categorizadas em métricas estruturais e funcionais. As métricas estruturais estão ligadas a morfologia da planta, nomeadamente, a densidade de caule vertical, a biomassa e a cobertura dos tapetes de ervas marinhas. As métricas funcionais estão ligadas aos serviços que os habitats de ervas marinhas providenciam, podem ser mencionados, os benefícios a comunidade local, o ambiente e a ecologia da área (mitigação de mudanças climáticas, melhoria na qualidade da água) (Gamble *et al.*, 2021).

O desenvolvimento do habitat das ervas marinhas irá melhorar a estrutura e o funcionamento da área. Ao longo do tempo, os tapetes de ervas marinhas crescerão em extensão e densidade, o que irá melhorar a estrutura do habitat, e esse melhoramento na estrutura irá impulsionar a melhoria na função do ecossistema – por exemplo, uma maior quantidade de CO₂ atmosférico será sequestrado, aumentando o estoque de carbono abaixo do solo. Esta nova estrutura do

ecossistema aumentará a sobrevivência da fauna juvenil e vulnerável. A comunidade de fauna que colonizará os novos tapetes (parcelas ou campos restaurados) ocupará diferentes níveis tróficos, melhorando o fluxo de energia dentro e entre os ecossistemas (Erftemeijer, 2021 e Gamble *et al.*, 2021).

4. Metodologia

4.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Ilha da Inhaca (Figura 1), e esta localiza-se a oeste da Baía de Maputo, no sul de Moçambique, com coordenadas geográficas de 26 ° S de latitude e 33 ° E de longitude. Embora seja uma ilha de tamanho relativamente menor 42 km², a sua localização na zona de transição do clima tropical a quente subtropical e na fronteira entre a larga Baía de Maputo e Oceano Índico, propicia uma rica diversidade dos ecossistemas terrestres e marinhos (Rebello *et al.*, 2003; Bandeira *et al.*, 2014).

As ervas marinhas na Ilha da Inhaca cobrem cerca de 50% das áreas intertidais (Bandeira, 2002) e as comunidades principais são aquelas dominadas por *Thalassodendron ciliatum* / *Oceana serrulata* no leste da Baía de Maputo (no lado oeste e norte de Inhaca), e *Zostera capensis* na margem sul que liga a foz do Saco da Inhaca à península de Machangulo (Bandeira *et al.*, 2014).

Oceana serrulata (Figura 2b), a espécie-alvo coloniza principalmente áreas arenosas entre a Ilha da Inhaca e a pequena Ilha Portuguesa (Bandeira *et al.*, 2014) e junto aos canais. Esta espécie coloniza um habitat caracterizado por um substrato arenoso e ou lamacento, pode crescer misturada com outras ervas marinhas (Bachir *et al.*, 2019) tem como característica morfológicas distintivas as margens serrilhadas das folhas e pela bainha das folhas (Bandeira *et al.*, 2014). Esta espécie foi selecionado para o restauro por ser fortemente afectada pela sedimentação (Fenoro *et al.*, 2023) e por isso tem sofrido redução na extensão da sua área.

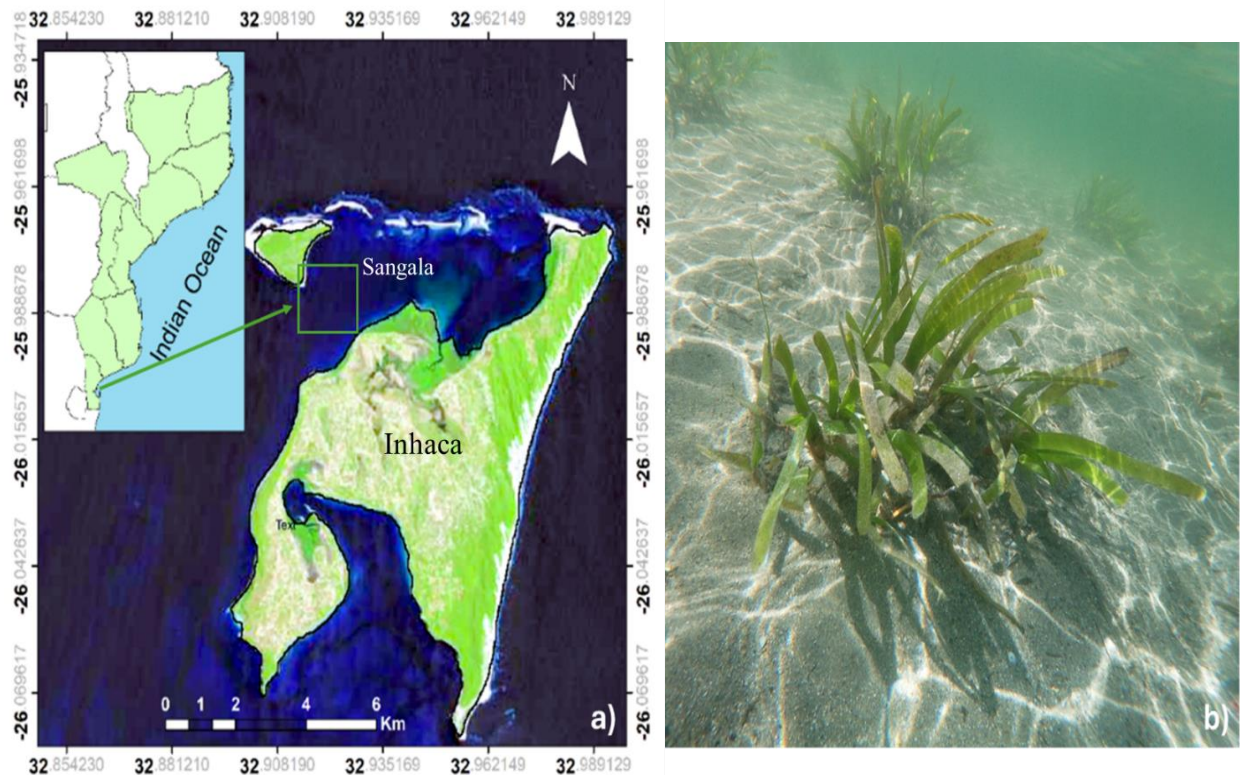


Figura 2: Mapa da Ilha da Inhaca, Sul de Moçambique: a) mostrando a localização da experiência no quadrado delineado a verde. b) espécie de erva marinha *Oceana serrulata* replantada em Sangala. (Fonte do mapa: Google earth).

4.1.1. Clima, Relevo e Hidrologia

A Ilha de Inhaca apresenta clima tropical húmido moderado, e duas estações: a estação fria e seca que começa em Abril termina em Setembro e a outra, quente e húmida, que começa em Outubro e termina em Março. No período da estação quente e húmida, os meses de Janeiro e Fevereiro tem sido os mais quentes e chuvosos, a precipitação vária de 135,9 mm e 143,9 mm. A precipitação mais baixa é de 23,7 mm e regista-se durante o mês de Agosto, enquanto a temperatura média mensal mais baixa é de 19,6°C e ocorre em Julho (CNPf, 1990; Sévane *et al.*, 1997).

De forma predominante o vento tem sido em direção a Sudoeste; mas a partir do mês de Outubro à Janeiro tem sido em direção a Nordeste (Mavume, 2000).

Não existe fonte ou curso de água doce, há algumas formações lacustres apenas de pequena dimensão e terras húmidas (lagunas) relativamente extensas, a drenagem em Inhaca é somente

interna, perdendo a umidade por evapotranspiração e ganhando-a com a precipitação (Muacanhia *et al.*, 2008).

A Ilha da Inhaca apresenta dunas com solos de textura arenosa, com a coloração branca, baixa fertilidade, alta profundidade e permeabilidade, e cobrem uma área de 3000 ha. Na Inhaca os solos das dunas distingue-se em hidromórficos de laguna com água doce e aqueles hidromórficos salgados. Os solos hidromórficos de laguna com água doce, abundam nas terras húmidas onde o lençol freático não é profundo e com propensão à inundação. A ocorrência de solos hidromórficos salgados, no entanto, coincide com as áreas mais planas, que recebem influência notável de águas salobras (Engelen e Kauffman, 1977). De acordo com Muacanhia *et al* (2008), a possibilidade de intercâmbio da água doce com a água salgada do mar é acentuada durante as marés vivas e, por esta razão, a profundidade do lençol freático doce sofre mobilidade e variação em salinidade.

A Ilha de Inhaca apresenta a vegeta o e fauna que consiste em espécies terrestres, aquáticos e marinhos. A fauna marinha, os corais e as ervas marinhas predominantes são de origem tropical. Ocorrem as florestas de mangal mais meridionais do mundo, onde reconhece-se um mangal devidamente zoneado que é associado a água doce e outro sem zoneamento que ocorre ao longo da costa. Durante a maré viva baixa   notável uma grande extensão da praia que fica exposta, e muitas destas praias são revestidas por tapetes de ervas marinhas que constituem alimento de tartarugas e dugongos. Os tapetes de ervas marinhas durante a maré baixa são um local de recoleç o de invertebrados como moluscos, equinodermos e caranguejos que encontram abrigo entre e sob folhas e caules (Perreira e do Nascimento, 2016).

A economia da Inhaca baseia-se no turismo, na agricultura familiar, aproveitamento florestal, pesca artesanal e criação de animais de pequeno porte e comércio. No que concerne a recursos pesqueiros, a comercialização de peixes, caranguejos e bivalves (Moluscos)   possível e estes bens são trocados por outros produtos trazidos por pessoas que vem do continente e escalam a ilha (Zorini *et al.*, 2004).

4.2. Amostragem

4.2.1. Identificação das áreas para restaura o de ervas marinhas e áreas doadoras

A restaura o consistiu em duas fases: a selecção dos locais receptores ou do restauro e a testagem dos métodos da restaura o. A identificação da potencial área para restaura o envolveu o uso do conhecimento ou informações que a comunidade local tem sobre a extensão

da área de ervas marinhas, e também a revisão bibliográfica sobre o histórico da ocorrência e extensão de ervas marinhas na área de estudo ou intervenção. Escolheu-se duas áreas, nomeadamente, Sangala e Ponta rasa para o cálculo do PRSI (sigla em inglês Preliminary Restoration Suitability Index) e depois para identificar o possível local com as melhores condições para a restauração. Em cada área colheu-se informações sobre características da vegetação, profundidade da água durante a maré viva vazante (Figura 3). Estas características contribuíram para o cálculo do índice preliminar da adequação da restauração (PRSI), que foi usado como a secção inicial para a selecção dos locais (Ame e Ayson, 2009).

Lista de critérios (CR) para a selecção das áreas para o restauro:

A escolha imprecisa ou incorreta das áreas doadoras tem sido uma das razões de falhas no restauro; para a selecção das áreas foram considerados alguns aspectos importantes. Abaixo estão indicados alguns critérios que fazem parte do PRSI, para a selecção das áreas potencialmente restauráveis:

CR1 – Existência anterior registada de áreas de ervas marinhas;

CR2 – Tapetes de ervas marinhas degradados (tapetes com clareiras); referência foi feita aos critérios adotados;

CR3 – Proximidade a uma área doadora;

CR4 – Intensidade de exploração: por actividades que podem afectar negativamente na saúde e sobrevivência de ervas marinhas;

CR5 – Dominância de espécies com histórico de restauro;

CR6 – Zonas Intertidais e subtidais de baixa profundidade: profundidade da água não superior a 1.5 metros durante a maré viva baixa;

CR7 - Nenhuma ou pouca influência das fortes correntes marítimas e sedimentação;

CR8 - Locais que nunca ficam totalmente expostos durante a maré viva baixa, ou seja, sempre com água residual durante o pico da maré mais baixa.

CR9 - Não adjacentes a linha da costa e nem aos canais, pois nos canais as correntes são relativamente mais fortes e há maior ocorrência de sedimentação, o que constitui uma ameaça para a fixação das novas plântulas na área restaurada.

Tabela 2. Dados usados durante a fase I índice de adequação preliminar da restauração (PRSI) para identificar as potenciais áreas para restauração.

Critério	Classificação do modelo	Referência
Registro anterior da existência de ervas marinhas	2 Áreas que tiveram ervas marinhas no passado; 1 Áreas que tiveram ervas marinhas no passado.	(Fonseca <i>et al.</i> , 1998 Lanuru <i>et al.</i> , 2018)
Tapete de ervas marinhas degradado	3 Muito pobre (0-25% cobertura) – degradado; 2 Pobre (26-50% cobertura) – degradado; 1 Bom (51-75% cobertura) – saudável; 0 Muito bom (76-100% cobertura) – saudável.	(Ame e Ayson, 2009).
Proximidade a um tapete de ervas marinhas doador	2 $\geq 100\text{m}$ 1 $< 100\text{m}$	(Orth <i>et al.</i> , 1994)
Intensidade de exploração	3 Baixo distúrbio (5 – 10 pescadores e/ou coletores de invertebrados/dia); 2 Alto distúrbio (11 – 25 pescadores e/ou i coletores de invertebrados/dia); 1 Distúrbio severo (mais de 26 pescadores e/ou coletores de invertebrados).	Modificado de (Erftemeijer, 2021)
Dominância de espécies de ervas marinhas restauráveis (com histórico de restauração)	1 dominância de espécies com histórico de restauração a nível regional; 0 dominância de espécie sem histórico de restauração a nível regional.	Modificado de (Erftemeijer, 2021)
Zona Intertidal e subtidal com baixa profundidade: profundidade não maior que	2 Profundidade de 0.5 à 0.8 m na mare viva baixa; 1 Profundidade de 0.2 à 0.5 m na mare viva baixa;	Modificado de (Davis, 1999)

Critério	Classificação do modelo	Referência
1.5 metros durante a maré viva baixa	0 Profundidade < 0.2 m e \geq 1.5m na mare viva baixa.	
Acessibilidade do local	2 Fácil acesso; 1 Difícil de acessar.	Modificado de (Erfteimeijer, 2021)

Os resultados do PRSI podem ser de 0, 4, 8, 16 e 32. Se a pontuação numa das classificações for 0, poderia tornar 0 o valor do PRSI, e o local ou área selecionada seria excluída da seleção como sendo potencial para restauro (Ame e Ayson, 2009). Quanto maior for o valor do PRSI, maior a possibilidade do local ou área ser adequada para o restauro. A Fase II consistiu na continuação da Fase I, e testou-se os métodos de restauração de ervas marinhas (Ame e Ayson, 2009).

Critérios para escolha das áreas doadoras

Um dos passos importantes para o sucesso da restauração de ervas marinhas, é identificação do potencial habitat de ervas marinhas que fornecerá o material doador. Locais doadores para colheita de plantas ou sementes precisam ser extensas o suficiente e estarem em boas condições ecológicas, e localizadas de preferência em proximidade a áreas recetoras para minimizar custos de transporte e restrições logísticas (Calumpong e Fonseca, 2001; Paling et al., 2009; van Katwijk *et al.*, 2016).

A seleção das áreas doadoras seguiu os critérios:

- i. Áreas com percentagem de cobertura de ervas marinhas não inferior a 70% de cobertura;
- ii. Tapetes de ervas marinha com tendência monoespecíficos (única espécie) na mesma área biogeográfica dos locais onde fez-se o restauro (receptores) pode ser recomendável. Contudo em virtude do restauro de ervas marinhas ser feitos em moldes ecológicos, isto é, havendo necessidade de estabelecer tapetes que se apresentem de forma similar dos seus ambientes naturais, poderá ser necessário combinar mais de que um tapete doador de diferentes espécies.

Estes critérios foram adaptados de Gamble et al., 2021 e Ame e Ayson, 2009.

4.2.2. Testagem dos métodos de restauro de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*

Foram testados três métodos mecânicos de restauração: um com sedimento (*sod*) e dois sem sedimento (*rod* e *finger/dedo*). Para cada método, foram transplantadas aproximadamente 1.000 plântulas, totalizando três réplicas por método na área de estudo (Figura 3). A monitoria foi realizada a cada quatro semanas, durante um período de nove meses. A testagem prévia dos métodos de restauração de ervas marinhas é uma prática essencial para garantir a escolha mais adequada ao ambiente e às condições locais (Gamble et al., 2021).

Após essa fase experimental, procedeu-se à restauração em larga escala utilizando o método *rod*, em cerca de 60 campos/parcelas, tanto na estação chuvosa como na seca, durante o ano de 2020. Cada parcela, com dimensões de 10 m × 13 m, foi posicionada paralelamente à linha da costa e implantada durante a maré viva baixa. Em cada parcela, foram transplantados cerca de 1.000 *ramets* (Figura 5). A espécie restaurada foi *Oceana serrulata*, nativa da área de estudo e cuja ocorrência é marcada por clareiras nos tapetes, indicando sinais de degradação.

Concluída a fase de implantação, iniciou-se o monitoramento, realizado a cada 60 dias durante a maré viva baixa. Das parcelas restauradas, foram selecionados cinco campos para monitoria intensiva. As coordenadas dessas parcelas foram remarcadas, totalizando 30 parcelas de referência para o acompanhamento contínuo.

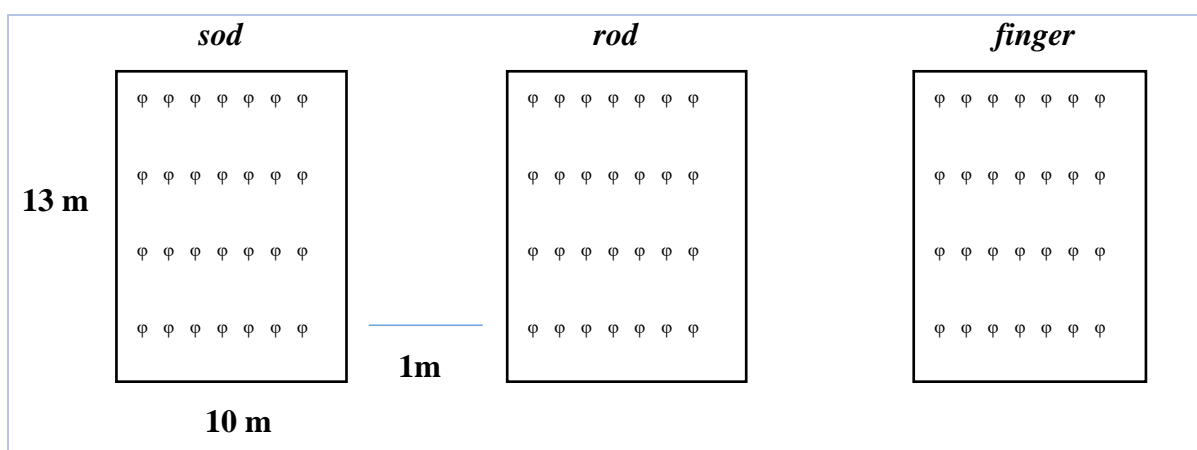


Figura 4: Desenho experimental da testagem dos métodos de restauração de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*.



Figura 5: parcela restaurada após ter sido alocadas ramets de ervas marinhas.

4.2.3. Estimativa da percentagem de cobertura de ervas marinhas em parcelas restauradas e tapete de referência

No tapete de referência e em cada campo restaurado e selecionado para a monitoria foram alocadas quadriculas de 50 cm x 50 cm. Nestas quadrículas, estimou-se a percentagem de cobertura com auxílio de guias para a estimativa da percentagem de cobertura do Seagrass-Watch (McKenzie, 2003) também detalhado no Apendix II.

A percentagem de cobertura indica o estado ou condição do ecossistema de ervas marinhas em um determinado local numa determinada estação do ano (Machrizal *et al.*, 2019).

4.2.4. Comparação da densidade de caules verticais de ervas marinhas nas parcelas restauradas e tapete de referência

A densidade de ervas marinhas é representada pelo número de caules verticais por unidade de área. Os caules verticais são as partes acima do solo, predominantemente frondosas da planta.

Nesta diretriz, a densidade do caule vertical é determinada pela contagem manual dos brotos sem arrancar as plantas (Rahmawati *et al.*, 2019). No presente estudo, em cada quadrícula de 50 cm x 50 cm alocada aleatoriamente, contou-se o número de caules verticais dentro da sub-quadrícula de 25 cm x 25 cm, por forma a reduzir o tempo gasto durante a actividade de monitoria. O número obtido foi extrapolado para obter-se o número total de caules verticais (rebentos) no total da quadrícula; isto foi feito multiplicando por quatro o número dos caules verticais. Padronizou-se os dados coletados para metro quadrado (Kenworthy *et al.*, 1993 citado por Clarito *et al.*, 2020).

Tabela 3. Resumo da metodologia usada para o levantamento de dados

Parâmetro	Onde	Referência
Percentagem de cobertura	<i>In situ</i> , nas cinco parcelas em cada mês do restauro, numa quadrícula de 50 cm x 50 cm, com auxílio de guia de campo (Appendix II).	(McKenzie, 2003 e Kamil <i>et al.</i> , 2013)
Densidade de caules verticais	<i>In situ</i> , nas cinco parcelas em cada mês do restauro, numa quadrícula de 25 cm x 25 cm, contou-se o número de caule verticais/caules.	(Kamil <i>et al.</i> , 2013)

4.2.5. Estimativa da biomassa acima e abaixo do solo, de ervas marinhas nas parcelas restauradas e o tapete de referência

A biomassa é importante para o monitoramento da saúde dos tapetes de ervas marinhas porque sua medida é puramente quantitativa, ao contrário de métodos que envolvem a estimativa visual da cobertura foliar e biomassa média (Duarte e Kirkman, 2001). A biomassa de ervas marinhas é o peso fresco ou seco de ervas marinhas medidos em gramas/m². Isso fornece uma medida de volume da abundância de ervas marinhas.

Uma amostra de biomassa foi coletada em cada quadrícula, totalizando três amostras por parcela. A amostragem consistiu em colocar uma quadrícula pequena (10 cm x 10 cm) dentro da quadrícula maior (50 cm x 50 cm) e retirou-se todo o conteúdo de ervas marinhas dentro da quadrícula menor, garantindo que folhas, rizomas e todas as raízes foram colhidas. As amostras de biomassa foram lavadas com água doce (da torneira) e armazenadas em sacos plásticos zip-lock devidamente rotulados com a referência do local, data da coleta, número da parcela,

número da quadrícula e o mês no qual a parcela foi restaurada, foram transportadas para o laboratório da Universidade Eduardo Mondlane – Departamento de Ciências Biológicas.

Processamento laboratorial das amostras de ervas marinhas

No laboratório, as amostras foram lavadas com água doce separadas em (i) raízes e rizomas, (ii) caule e (iii) folhas. As raízes e rizomas formaram a biomassa da parte subterrânea (biomassa abaixo do solo) enquanto os caules e folhas formaram a biomassa da parte aérea (biomassa acima do solo). Amostras limpas foram então pesadas para obter-se o peso fresco, e a posterior foram secas em estufa a 60° por 48 horas, pesou-se novamente para obter-se o peso seco, da biomassa acima e abaixo do solo (Wahab *et al.*, 2017).



Figura 6: material após a secagem na estufa, para o peso seco biomassa acima e biomassa abaixo do solo.

4.2.6. Avaliação do sucesso da restauração de ervas marinhas *Oceana serrulata*

O cálculo da métrica para medir o grau do sucesso ou insucesso da restauração, foi feito usando-se os resultados da densidade de caules verticais das parcelas restauradas e do tapete natural/referência/controle de ervas marinhas (Gamble *et al.*, 2021).

4.3. Análise de dados

Todos os dados foram organizados numa planilha Excel e analisados no programa estatístico Jamovi 2.3.24 e IBM SPSS Statistics 25.0. Usou-se o teste Shapiro-Wilk para testar-se a normalidade e o teste de Levene para testar a homogeneidade dos dados. Dados de densidade de caules verticais, percentagem de cobertura e biomassa não apresentaram distribuição normal e foram submetidos ao teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Todos resultados foram apresentados em médias e erro padrão.

Em detalhe, os seguinte parâmetros foram apresentados:

- a) Percentagem de cobertura de ervas marinhas (%) = $\frac{\text{Área coberta por ervas marinhas}}{\text{área total da quadrícula (0.25 m}^2\text{)}}$;
- b) Densidade dos caules verticais de ervas marinhas (D): os valores dos resultados da densidade de caules verticais foram apresentados (caules verticais/m²) (Kenworthy *et al.*, 1993 citado por Clarito *et al.*, 2020)

D_i = Número de caules verticais na quadrícula de 25 cm x 25 cm * 4;

$D = D_i \times A$

Onde:

D = Densidade de ervas marinhas

D_i = Número total dos caules verticais contados na quadrícula 50 cm x50 cm

A = Área da quadrícula (0.25 m²).

- c) Métrica do restauro

$$\text{Valor limite} = \frac{(\text{média do parâmetro A} - 1 \text{ ER no prado referência/controlado})}{\text{média do parâmetro A no prado referência/controlado}}$$

$$\text{Rácio de qualidade} = \frac{\text{média do parâmetro A da parcela restaurada}}{\text{média do parâmetro A no prado referência}}$$

Onde:

Parâmetro A = densidade de caules verticais

Se o Racio de qualidade é maior que o Valor limite, então a restauração teve sucesso (Gamble *et al.*, 2021).

d) Biomassa acima do solo das ervas marinhas: peso seco da parte aérea das ervas marinhas/área da quadrícula.

Biomassa abaixo do solo das ervas marinhas: peso seco da parte subterrânea das ervas marinhas/área da quadrícula; e calculou-se as médias e erro padrão.

5. Resultados

5.1. Identificação das áreas doadoras e para restauro de ervas marinhas, e as ameaças sobre os tapetes

As potenciais áreas seleccionadas para a experiência piloto do restauro de ervas marinhas, nomeadamente Sangala e Ponta Rasa, tem histórico de existência de ervas marinhas, e segundo informações colhidas informalmente, junto aos colectores de macroinvertebrados e alguns pescadores, a extensão dos tapetes de ervas marinhas tende a reduzir nos dois locais. Os tapetes existentes ao redor dos locais onde já não existem ervas, tem uma cobertura de ervas marinhas pouco extensa; na Ponta Rasa foi menos extensa ainda, comparativamente a Sangala.

Os resultados do índice de adequação de restauração preliminar (PRSI) para a identificação do local para o restauro de ervas marinhas indicam maior pontuação para Sangala (Tabela 4), e foi neste local onde testou-se os três métodos.

Tabela 4. Pontuação em cada critério durante a fase I no índice de adequação de restauração preliminar (PRSI) para a identificação do local para a restauração de ervas marinhas.

Critérios	Sangala	Ponta Rasa
Registo anterior da existência de ervas marinhas	2	2
Tapete de ervas marinhas degradado	2	3
Proximidade a um tapete de ervas marinhas doador	2	1
Intensidade de exploração	3	2

Critérios	Sangala	Ponta Rasa
Dominância de espécies de ervas marinhas restauráveis (com histórico de restauração)	1	1
Zona Intertidal e subtidal com baixa profundidade: profundidade não maior que 1.5 metros durante a maré viva baixa	2	1
Acessibilidade do local	2	2
Pontuação total	96	24

5.2. Testagem e identificação do método para a restauração de ervas marinhas *Oceana serrulata*

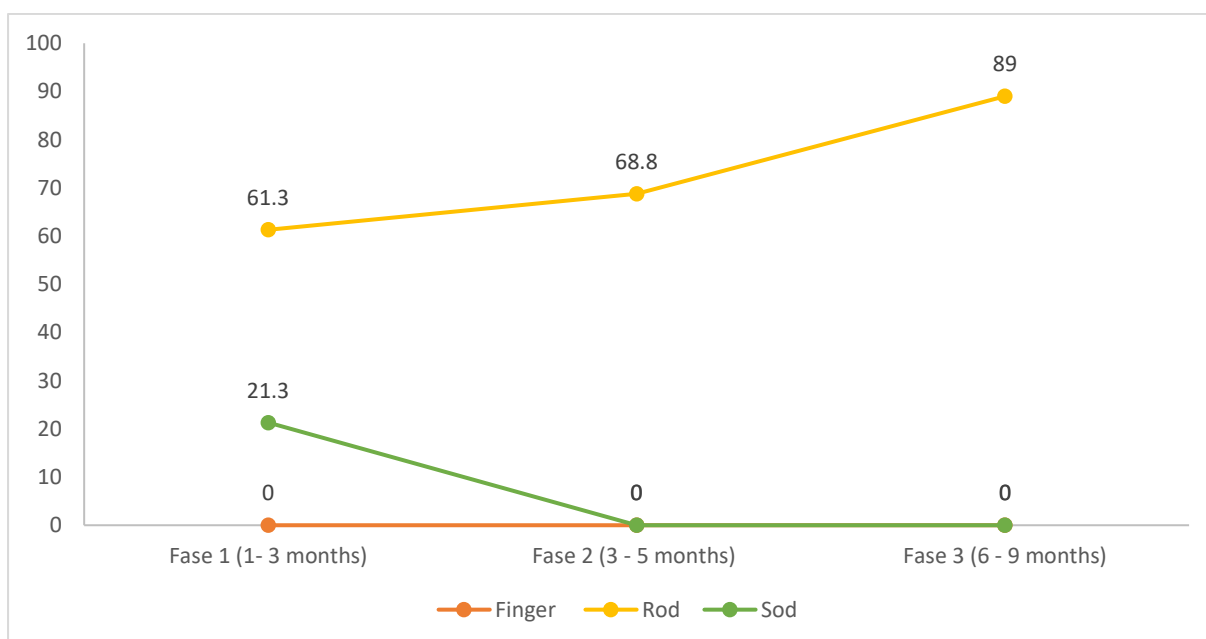


Figura 7: Taxa de sobrevivência das ervas marinhas *Oceana serrulata*, na testagem dos métodos com e livre de sedimento.

Após 36 semanas de monitoria dos três métodos mecânicos testados, resultados mostraram maior eficácia e sucesso (maior taxa de sobrevivência) para as plântulas restauradas pelo método *rod* (método livre de sedimento ou sem sedimento). O método de *finger* (sem sedimento) e *sod* (com sedimento) tiveram a taxa de sobrevivência igual a zero na primeira fase (1 - 3 meses) e segunda fase (3 - 6 meses), respectivamente (Figura 7).

5.3. Percentagem de cobertura de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata* em parcelas restauradas e tapete de referência

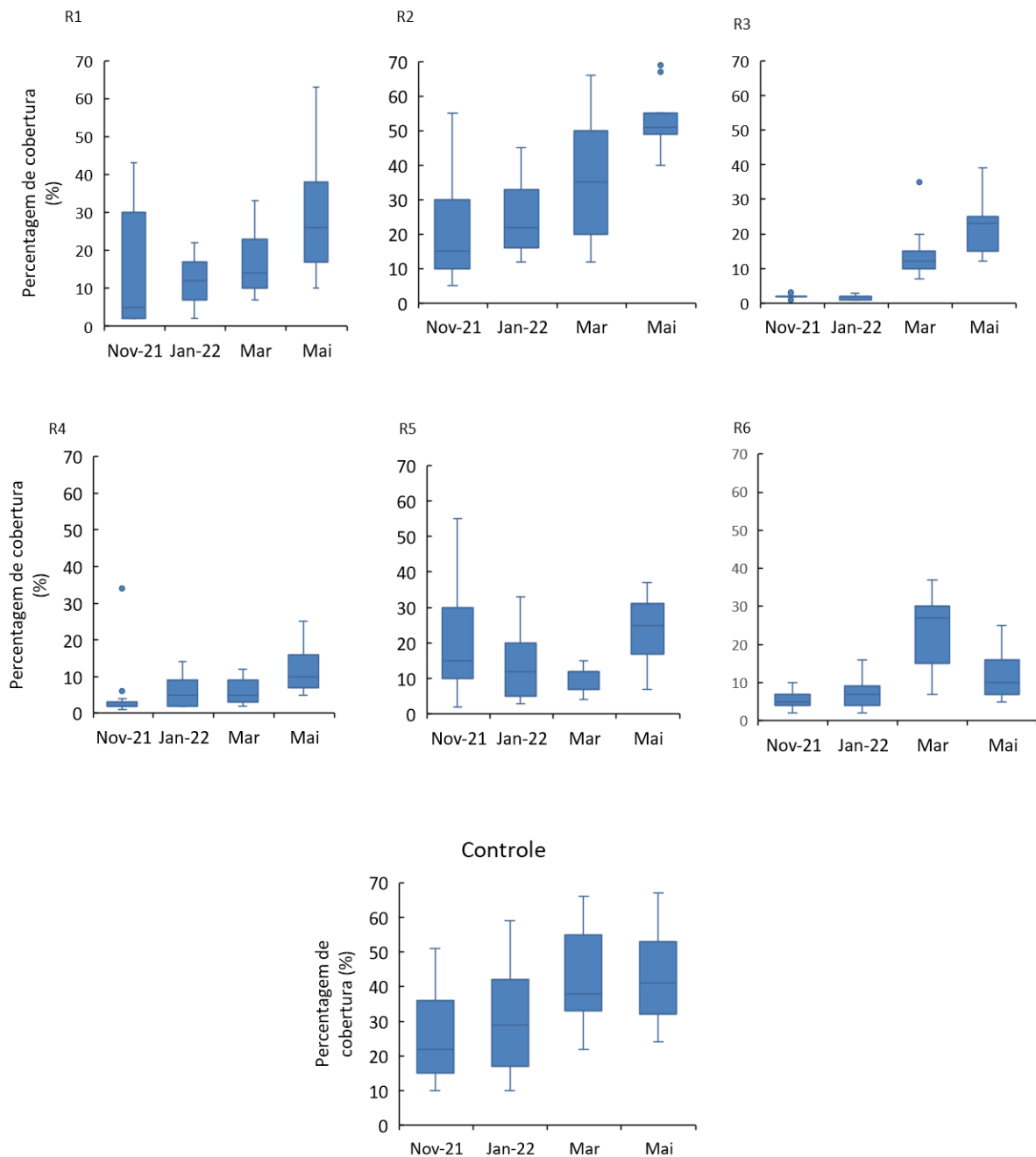


Figura 8: Percentagem média de cobertura em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.

Os resultados referentes a percentagem de cobertura, mostraram que houve maior percentagem de cobertura nas parcelas restauradas no mês de Novembro, Setembro e Abril (Figura 8). As parcelas restauradas em Novembro tiveram maior percentagem de cobertura com uma média

de 34.05 ± 2.304 (média \pm erro padrão), e a menor percentagem de cobertura registou-se nas parcelas restauradas no mês de Março com uma média de 7.32 ± 0.814 ; o tapete de referência (controle) teve uma percentagem de cobertura média de 35.15 ± 1.962 . As parcelas de ervas marinhas restauradas em Novembro tiveram maior proximidade a percentagem de cobertura média do tapete de referência (controle) de ervas marinhas.

Ao decorrer da monitoria, a percentagem de cobertura das ervas marinhas das parcelas restauradas no mês de Novembro superaram os valores médios da percentagem de cobertura das ervas marinhas do tapetes de referência (controle). Resultados da percentagem de cobertura das ervas marinhas restauradas nos meses de Março, Abril e Maio, mostraram valores médios baixos (Figura 8).

Comprimento da folha

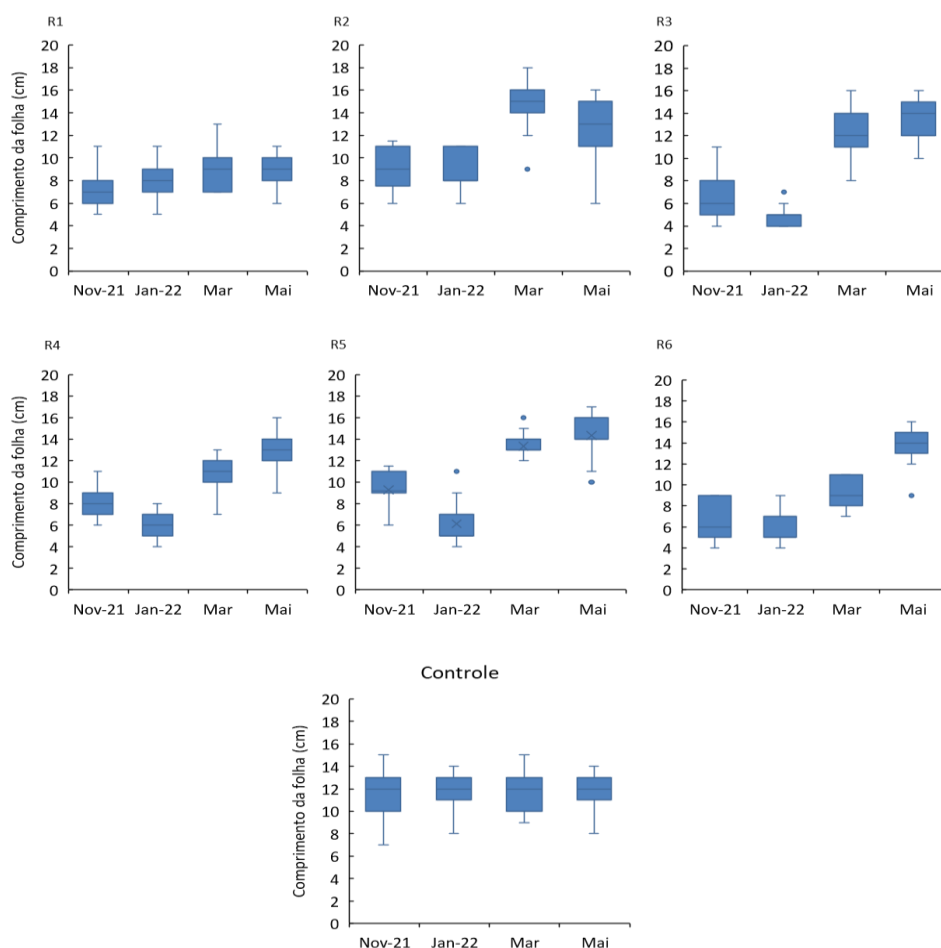


Figura 9: Comprimento médio das folhas em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.

Resultados indicam que em todos meses do restauro, registou-se maior comprimento médio das folhas de ervas marinhas que foram similares aos do tapete de referência (Figura 9). Nas ervas marinhas do mês de Setembro, o comprimento médio da folha aumentou similarmente ao ocorrido com as folhas de ervas marinhas do tapete de referência. Nas parcelas do restauro dos meses de Janeiro, Março e Abril, o comprimento das folhas oscilou, tendo atingido na última monitoria valores médios similares alcançados nas restantes parcelas dos meses de Setembro, Novembro, Maio e do tapete de ervas marinhas de referência (Figura 9).

5.4. Densidade de caules verticais de ervas marinhas nas parcelas restauradas e tapete de referência

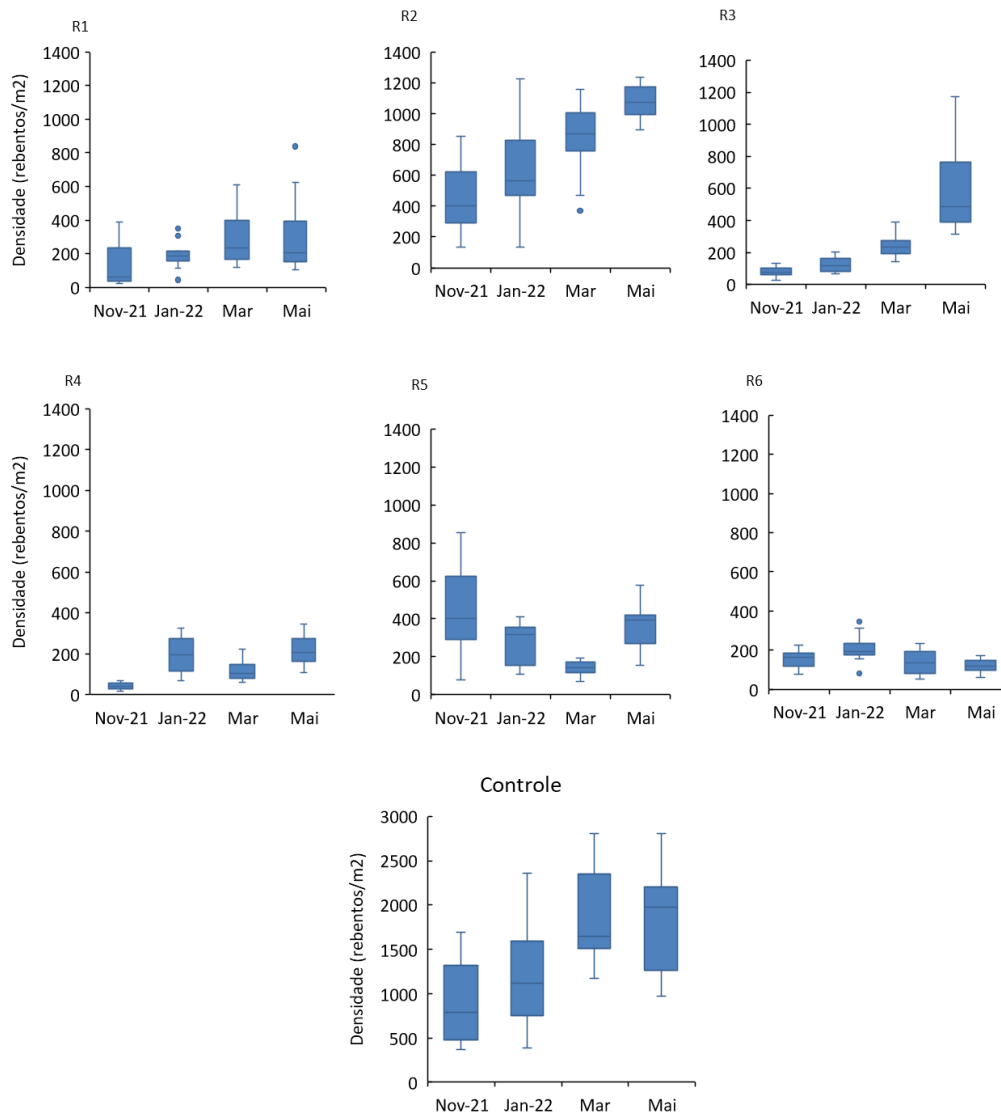


Figura 10: Densidade média de caules verticais em parcelas restauradas (R) nos meses de: R1- Setembro 2020; R2- Novembro 2020, R3- Janeiro 2021, R4- Março 2021, R5- Abril 2021, R6- Maio 2021, e parcelas de controle.

Resultados sobre a densidade de caules verticais mostraram que parcelas restauradas em Novembro tiveram maior desempenho no crescimento, no qual registou-se maior média 748.237 ± 40.316 na densidade dos caules verticais; e o menor desempenho foi registado no mês de Março 144.07 ± 11.77 . Parcelas restauradas em Setembro tiveram uma média de caules verticais menor quando comparadas as parcelas restauradas em Janeiro, que é o pico do verão e Abril, início do inverno (Figura 10).

As parcelas restauradas em Setembro, Novembro e Janeiro tiveram um ligeiro incremento na densidade de caules verticais após a restauração; as parcelas de Setembro tiveram a densidade de caules verticais estáveis, e por sua vez as parcelas de Novembro, em particular, tiveram densidade de caules verticais aproximados aos do tapete controle ou de referência (Figura 10). O número médio de caules verticais no restauro de Abril teve um incremento na fase inicial, e uma ligeira redução ao longo do seu período de exposição pós restauração. As plântulas restauradas no mês de Maio tiveram fraco estabelecimento, o qual refletiu-se no número de caules verticais, que teve uma redução ao longo do tempo de exposição. As ervas marinhas transplantadas na época fria/seca levam mais tempo para sua estabilização e crescimento no novo local, isto é, a aclimatização é mais débil.

5.5. Biomassa abaixo e acima do solo de ervas marinhas entre as parcelas restauradas e o tapete de referência

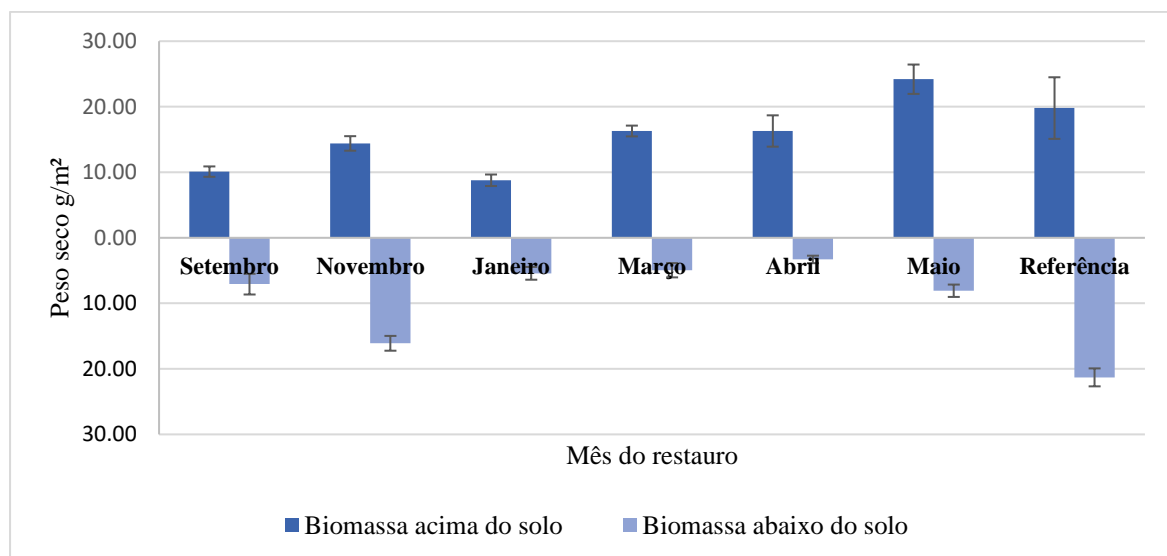


Figura 11: Biomassa acima e abaixo do solo no verão (primeiro período de monitoria). Resultados apresentados em média e erro padrão.

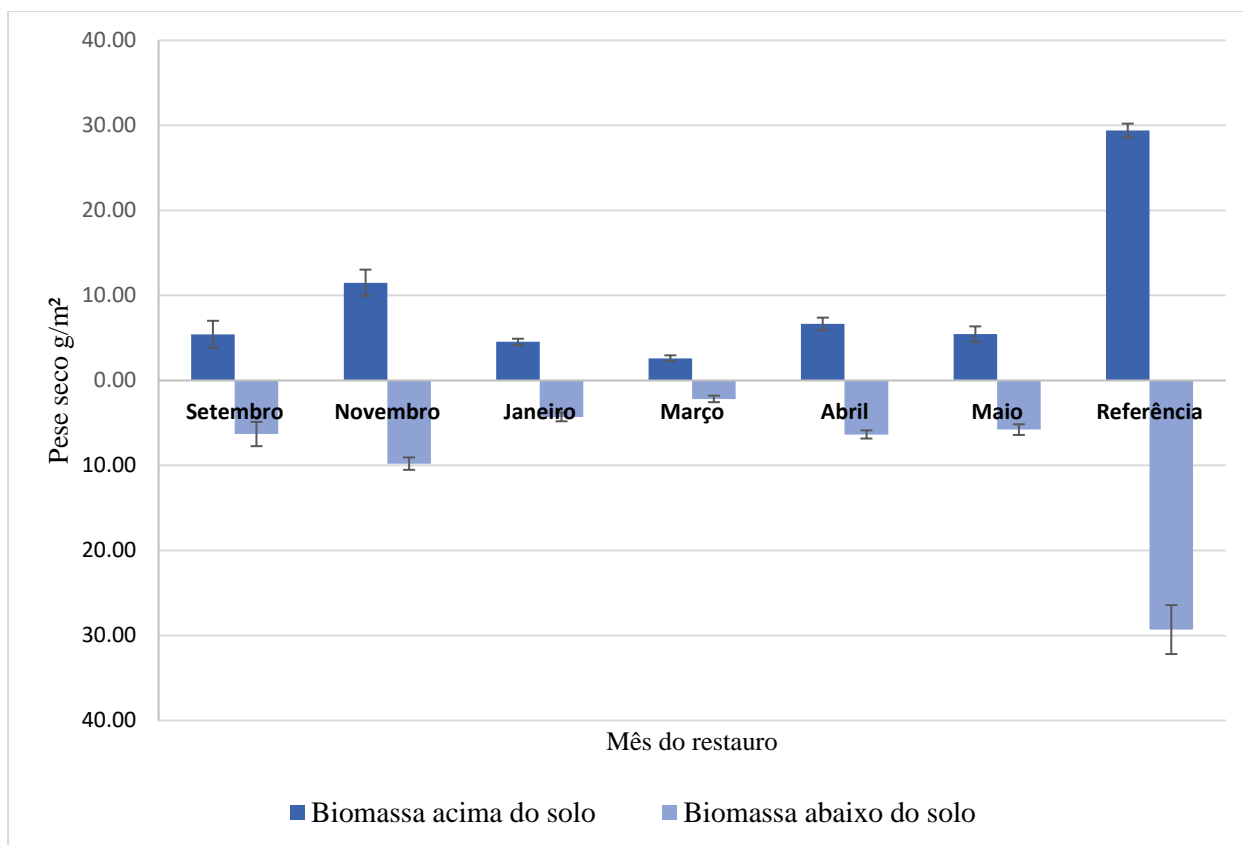


Figura 12: Biomassa acima e abaixo do solo no inverno (último período de monitoria). Resultados apresentados em média e erro padrão.

Os resultados mostraram que a maior e menor média de biomassa foi registada nas parcelas restauradas no mês de Maio (época seca) e Janeiro (época chuvosa), respectivamente. O valor médio da biomassa registada no mês de Maio superou a biomassa do tapete de ervas marinhas de referência/controle; isto pode ser pelo facto de que na época fria as ervas marinhas tendem a perder folhas (biomassa aérea) que também registam menor crescimento podendo ser resposta a reduzida disponibilidade de luz. No que respeita a biomassa abaixo do solo, a maior e a menor biomassa foram registadas em ervas marinhas restauradas nos meses de Novembro e Abril, respectivamente (Figura 11). Resultados da biomassa referentes a última monitoria, indicam que a maior e a menor biomassa aérea (acima do solo) e abaixo do solo, foram registadas nas parcelas de ervas marinhas restauradas nos meses de Novembro e Março (Figura 12).

5.6. Avaliação do sucesso do restauro das ervas marinhas *Oceana serrulata* através do cálculo da métrica

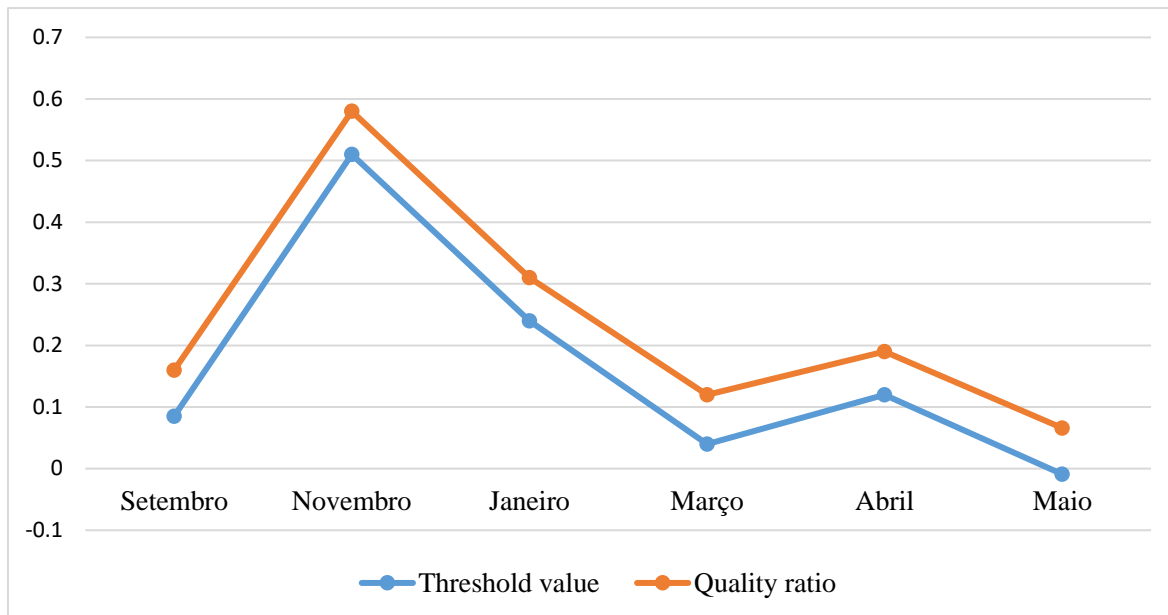


Figura 13: Resultado do cálculo da métrica e medição do sucesso da restauração de ervas marinhas *Oceana serrulata*. *Threshold value* = Valor limite e *Quality ratio* = Rácio de qualidade.

Os resultados do cálculo da métrica da restauração indicam que as parcelas restauradas tiveram sucesso, uma vez que o valor do rácio de qualidade é maior que o valor limite (Figura 13). O maior e menor valor do rácio de qualidade foi registado em parcelas restauradas no mês de Novembro e Maio, respectivamente.

6. Discussão

O restauro de ervas marinhas representa uma tentativa de induzir uma mudança no estado ecológico de uma condição de baixa complexidade estrutural (sem vegetação), para uma forma mais complexa (com vegetação) (Lewontin, 1969; Sutherland, 1974; May, 1977; Maxwell *et al.*, 2015). A condição de baixa complexidade (sem vegetação) nas ervas marinhas geralmente é causada por impactos humanos que conduzem a redução dos benefícios que as pessoas recebem da natureza, a uma perda de habitat e biodiversidade (Díaz *et al.*, 2019). O restauro do habitat é cada vez mais uma ferramenta importante de gestão para combater e reverter essas

perdas (McLeod *et al.*, 2018; Waltham *et al.*, 2020), uma vez que a presença de ervas marinhas acrescenta complexidade estrutural aos sedimentos rasos de fundo mole e fornecem alimento (Henderson *et al.*, 2017), e abrigo para uma grande variedade de organismos, deste modo melhorando globalmente a produtividade estuarina e costeira (Williams e Heck, 2001 e Daudi *et al.*, 2023).

A complexidade estrutural dos tapetes de ervas marinhas cria um ambiente propício para o surgimento de vários nichos para uma grande diversidade de organismos. A abundância de peixes e outros invertebrados aumenta com o aumento da densidade de ervas marinhas (Gullström *et al.*, 2008). Este facto acontece porque a maior densidade de ervas marinhas conduz a alta complexidade, e os habitats complexos contêm maior riqueza, diversidade e abundância de espécies (McCloskey e Unsworth, 2015). Esta complexidade aumenta a fauna epífita através do aumento da disponibilidade de alimentos, fornecimento da estrutura vegetal e abrigo contra a predação (Atrill *et al.*, 2000). Os aspectos faunísticos dos tapetes restaurados não foram objecto desta tese.

O restauro dos habitats críticos costeiros também conhecidos por ecossistemas do carbono azul especialmente ervas marinhas, mangais e pântanos salgados enquadra-se no contexto de soluções a base de ecossistemas e mudanças climáticas que, ao nível da sociedade das nações aprovou recentemente o Quadro Global da Biodiversidade 30 por 30 (GBF30 by 30). O restauro de ervas marinhas contribui para o GBF 30 by 30 (30 x 30) uma vez que se pode reforçar a gestão e conservação destas áreas restauradas enquadrando no contexto do OECM/OMEC (Outras medidas efectivas de conservação) preconizados no GBF30 by 30 (Lo e Jang, 2022). De referir sobre os benefícios vários, deste a fauna e meios de subsistência mencionado acima, mas também o sequestro do carbono (Mazarrasa *et al.*, 2018 e Gamble *et al.*, 2021), a proteção costeira (Amone-Mabuto *et al.*, 2023). Todos estes aspectos sobre os valores podem ser contabilizados no contexto da contabilidade do carbono (Mazarrasa *et al.*, 2018), ferramenta associada também ao GBF30 by 30 e mudanças climáticas, especificamente às Contribuições Nacionais Determinadas (NDCs) a luz do Painel Intergovernamental para as Mudanças Climáticas (IPCC) como parte da Convenção-Quadro das Nações Unidas para as Mudanças climáticas (UNFCCC) (Lo e Jang, 2022).

6.1. Áreas doadoras, áreas restauráveis de ervas marinhas e ameaças sobre os tapetes

A seleção assertiva dos locais doadores do material a ser transplantado e os locais receptores (áreas restauráveis), podem contribuir para o sucesso de iniciativas de restauro de ervas marinhas (Erftemeijer, 2021). Neste estudo os tapetes doadores selecionados foram extensos e com uma cobertura com poucas clareiras (espaços sem ervas marinhas) e os locais selecionados como receptores (áreas para o restauro) são os que apresentavam sinais de ocorrência anterior de ervas marinhas, isto para que as plantas transplantadas tivessem maiores chances de um estabelecimento no novo local; os locais não eram fortemente impactados pela ação humana; estas características em conjunto corroboram com o que foi descrito por Erftemeijer (2021) e Gamble *et al.* (2021) sobre os critérios a serem observados durante a seleção das áreas doadoras e receptoras. O sucesso da restauração de ervas marinhas está claramente dependente da técnica ou método de restauro, mas também requer uma área adequada para a transplantação, uma área sem impacto excessivo que ameça a existência de tapetes de ervas marinhas (van Katwijk *et al.* 2016).

As maiores ameaças observadas sobre os tapetes de ervas marinhas na região da área de estudo foram a sedimentação (movimento do substrato) e o pisoteio durante a coleta de macroinvertebrados. De acordo com van Duin *et al.* (2001) e Cappuci *et al.* (2004) uma das ameaças frequentemente citadas sob tapetes de ervas marinhas estão ligadas a sua capacidade de prender o sedimento; a velocidade da corrente irá determinar ao longo do tempo a fração do sedimento que será depositado. As ervas marinhas reduzem o fluxo da água acima do sedimento aumentando a sedimentação em torno das mesmas (Fonseca e Kenworthy, 1987; Boer, 2007), dependendo do tempo no qual os tapetes de ervas marinhas estarão expostos a deposição de sedimentos, a profundidade da água tende a diminuir ao longo do tempo porque as ervas marinhas são ligeiramente elevadas acima dos sedimentos não vegetados circundantes, o que irá conduzir a uma maior exposição durante a maré baixa (Koch, 1999; Madsen *et al.*, 2001). Na região da área de estudo foi possível notar uma moderada movimentação do sedimento, principalmente nos canais e nas áreas adjacentes aos canais, onde foi notável a fraca presença de tapetes de ervas marinhas.

De acordo com Bandeira *et al.* (2014) em Moçambique um dos fatores que causam a degradação de ervas marinhas é a sedimentação. As espécies de ervas marinhas mais pequenas, por exemplo, *Zostera sp* e outras espécies que geralmente ocorrem em áreas de sedimentos

finos associados a matéria orgânica, são provavelmente sedimentos particularmente problemáticos (Zabarte-Maeztu *et al.*, 2021).

Segundo Bandeira *et al.* (2014) e Chitará-Nhandimo *et al.* (2022) a intensa actividade de colecta intertidal de macroinvertebrados maioritariamente bivalves devido ao seu valor comercial, tem levado a perdas de áreas de ervas marinhas consideravelmente maiores, em virtude à práticas de colheita que destroem os tapetes arrancando as ervas marinhas do solo. Resultados do estudo realizado por Garmendia *et al.* (2021) mostraram que a actividade de colecta de macroinvertebrados pode afetar negativamente o crescimento e a sobrevivência das ervas marinhas, levando à redução da área de cobertura. Resultados de um outro estudo indicam que a sedimentação devido ao desmatamento de terras altas e a erosão em bacias fluviais afectam áreas de ervas marinhas nas Ilhas Comores e no norte do Quênia (Erftemeijer, 2021).

6.2. Testagem e identificação do método para a restauração de ervas marinhas *Oceana serrulata*

O método *rod* (livre de sedimento) mostrou maior eficácia para a restauração de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*. Este método que consistiu em replantar ou restaurar ervas marinhas ancoradas em um arame. As ervas marinhas transplantadas pelo método livre de ancoragem, tiveram baixa taxa de sobrevivência. Estes resultados diferem do que foi descrito por Gamble *et al.* (2021) onde uma alta taxa de sobrevivência foi relatada em ervas marinhas transplantadas de caules verticais com seus rizomas não ancorados. Esta diferença pode ser pelo facto de que, cada local tem a sua dinâmica e sua composição específica no que respeita a ocorrência de espécie, o que influencia no método mais adequado para o plantio de plântulas adultas de ervas marinhas (Gamble *et al.*, 2021). Vários são os factores que podem contribuir para o sucesso no restauro de ervas marinhas (Calumpong e Fonseca, 2001; Short *et al.*, 2002; Hovey *et al.*, 2011; Suykerbuyk *et al.*, 2012) um deles esta ligado ao método de restauração; geralmente as ervas marinhas restauradas estão ancoradas por vários tipos de dispositivos (Park e Lee, 2007) pois estão expostas a altas forças erosivas e a força da corrente. Lange *et al.* (em revisão) citado por Tan *et al.* (2020) descreveu que o método que envolve a ancoragem de ervas marinhas com recurso a arames, por exemplo, fornece peso suficiente para manter os plântulas transplantadas na área de restauro, isto levou a restauração bem sucedida de cerca de 1.5 hectares de ervas marinhas em três estuários. Este facto pode explicar os resultados encontrados neste estudo, onde uma alta taxa de sobrevivência foi observada em ervas marinhas restauradas

pelo método *rod* (que envolve ancoragem) comparativamente as ervas marinhas transplantadas pelos métodos livres de ancoragem.

6.3. Percentagem de cobertura e densidade de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata* em parcelas restauradas e tapete de referência

Factores ambientais tais como o tipo de sedimento, a profundidade da água e a estação do ano (Hovey *et al.*, 2011) são fatores importantes que controlam o crescimento (novos caules e folhas) e a saúde (exemplo, maior percentagem de cobertura) (Hovey *et al.*, 2012) e podem também ter um papel crucial para o sucesso da restauração de ervas marinhas (Park e Lee, 2010; Hovey *et al.*, 2012). Segundo Bostrom *et al.* (2004) e Hauxwell *et al.* (2006) espécies de ervas marinhas geralmente exibem clara variação sazonal no que respeita a morfologia, reprodução e crescimento. Isto explica o facto de, no presente estudo, ter se registado maiores percentagens de cobertura em ervas marinhas restauradas no pico do verão (Novembro) (média de 748.237 ± 40.316) comparativamente às restauradas no inverno. Estes resultados não corroboram os que foram encontrados na experiência realizada por Li *et al.* (2014), onde observou em média maiores valores de densidade (número de caules verticais) em ervas marinhas restauradas no inverno, pois não sofreram dissecação durante o período inicial pós restauração; esta diferença nos resultados pode ser atribuída ao facto de que, localizações geográficas diferentes, conduzem a diferenças na dinâmica do ambiente o que geralmente influencia a sobrevivência e crescimento das ervas marinhas (Bos e van Katwijk, 2007; Park e Lee, 2007; van Katwijk *et al.*, 2009; Golden *et al.*, 2010), e adicionalmente as áreas selecionadas para o restauro no presente estudo, são áreas que sempre tinham água residual durante a maré vazante o que evitou a exposição completa ao sol e a dissecação das plântulas no período pós restauro. Resultados similares aos do presente estudo foram encontrados em experiência com outras ervas marinhas que crescem em regiões de altas latitudes como *Zostera japonica* e *Ruppia maritima*; nestas espécies menores taxas de caules verticais (*shoots*) estão concentradas no inverno em que coincide com temperaturas baixas e menor radiação solar (Bigley e Harrison 1986; e Harrison 1993 citados por Almela *et al.*, 2009). Resultados de um estudo conduzido na Baía do Bengal na Índia indicaram que a produção da densidade de caules verticais e crescimento foliar das ervas marinhas da espécie *Cymodocea serrulata* (que forma *Oceana serrulata*) foram fortemente influenciadas pela temperatura (Govindasamy *et al.*, 2013). Estudos realizados por Meehan e West (2002) e van Katwijk *et al.* (2009) confirmam

que o tempo, a variação da estação de plantio e o local do restauro podem ser crucial na sobrevivência das ervas marinhas.

6.4. Biomassa abaixo e acima do solo de ervas marinhas nas parcelas restauradas e o tapete de referência

A maior biomassa nas ervas marinhas restauradas no verão (Novembro), e a menor no inverno (Março) pode ser pelo facto de haver maior incidência da luz solar no verão, que penetra na coluna de água permitindo que haja maior surgimento e crescimento das folhas. A produção das ervas marinhas, a biomassa mínima e máxima é comumente atribuída a mudanças sazonais da temperatura e salinidade em ervas marinhas que ocorrem em regiões tropicais e temperadas (Durate e Chiscano, 1989 e Govindasamy *et al.*, 2013).

Resultados de um estudo realizado por Govindasamy *et al.* (2013) no período de 2009 a 2011, na baía de Bengal na Índia, indicaram que a biomassa acima e abaixo do solo da espécie *C. serrulata* teve incremento durante o verão e foi no mesmo período em que houve maior disponibilidade de nutrientes que influenciou positivamente no crescimento das ervas marinhas. Geralmente a temperatura representa um fator crítico que pode afetar o crescimento e sobrevivência das ervas marinhas (Padla, 2001).

6.5. Avaliação do sucesso do restauro das ervas marinhas *Oceana serrulata* através do cálculo da métrica

Os resultados do cálculo da métrica do restauro indica que as parcelas restauradas tiveram sucesso, uma vez que o valor do rácio de qualidade é maior que o valor limite. A restauração bem sucedida de ervas marinhas requer que se considere uma combinação de fatores individuais (Tan *et al.*, 2020; Mourato *et al.*, 2023), para maximizar o sucesso da restauração em escala local é crucial selecionar estrategicamente locais de restauro que ofereçam os maiores benefícios ecológicos e potencial de sobrevivência a longo prazo, isto pode envolver iniciativas para mitigar os potenciais impactos até que o estado ecológico ideal seja alcançado. Para este estudo o sucesso da restauração é atribuída aos esforços ligados ao (1) transplante de plântulas em maior número (larga escala), (2) a escolha assertiva do método da restauração e a (3) seleção da área da restauração; a combinação destes três fatores promoveram uma resposta positiva que culminou numa resiliência e recuperação das áreas selecionadas para o restauro.

Segundo Fonseca *et al.* (1998) e Short *et al.* (2002) a seleção inadequada dos locais do restauro e escolha incorreta do método a ser usado no processo da restauração de ervas marinhas pode conduzir ao insucesso do processo. Uma síntese global de iniciativas de restauração de ervas marinhas concluiu que parcelas de restauração relativamente maiores e mais densamente plantadas eram mais propensas a ter sucesso (Bell *et al.*, 2008; Carr *et al.*, 2010; van Kwatwijk *et al.*, 2016 e Rezek *et al.*, 2019). Para além dos aspectos mencionados acima é fundamental garantir que sejam reduzidos ou eliminados os impactos antropogénicos ou agentes perturbadores do ambiente (Fonseca *et al.*, 1998; van Katwijk *et al.*, 2009; van Katwijk *et al.*, 2016).

Apesar do sucesso, tendo em conta as métricas acima mencionadas, este estudo sobre a testagem dos métodos e resultados do restauro deparou com os seguintes aspectos:

- Uma redução dos parâmetros, densidade de caules aéreos ao longo do tempo, facto similar foi observado num estudo realizado na baía de Jindong na Korea, pelo Li *et al.* (2014) onde registou-se uma variação nos parâmetros de crescimento (caules aéreos) em ervas marinhas restauradas;
- Instabilidade da área de restauro devido a movimentação do sedimento, principalmente em locais adjacentes aos canais;
- Dificuldades de promover de imediato um restauro ecológico, com outras espécies como *Halodule uninervis*, que ocorre na região da área de estudo, em virtude de ser sazonal e a *Cymodocea rotundata* ocorrer em menor percentagem nos locais seleccionados como dadores.

7. Conclusão

- As maiores ameaças observadas nos tapetes de ervas marinhas, na região da área de estudo, que afetam a sua existência e sobrevivência, estão ligadas a acção antropogénica através do pisoteio durante a coleta de macroinvertebrados e a pesca a linha, e a sedimentação;
- O método sem sedimento *rod* mostrou-se eficaz ou melhor candidato para a restauração em larga escala das ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata* restauradas em Sangala, Ilha da Inhaca;
- A estação do ano em que é feita a restauração de ervas marinhas influencia o estabelecimento (rápido), crescimento, aumento de cobertura e a biomassa das ervas marinhas do restauro; sendo que o verão favorece o incremento destes parâmetros;
- A maior percentagem de cobertura, densidade de caules verticais (*shoots*) foi registada em ervas marinhas restauradas no verão, meses de Setembro, Novembro e Janeiro;
- O restauro de ervas marinhas da espécie *Oceana serrulata*, teve sucesso uma vez que o cálculo da métricas, em particular a métrica ligada a densidade de caules foi maior em campos do restauro comparativamente ao do tapete de ervas marinhas de referência;
- A escolha assertiva do método do restauro, da área dadora e receptora contribuem fortemente para o sucesso de iniciativas da restauração de ervas marinhas;
- Há necessidade de se desenvolver um estudo mais prolongado, com um período de monitoria mais prolongada para abranger diferentes épocas (seca e chuvoso) em diferentes anos e tornar as áreas de restauro em locais de maior vigilância de forma a contribuir nos objectivos do GBF 30 by 30.

8. Referências Bibliográficas

- Ame, E., e Ayson, J. P. (2009). *Preliminary Assessment of the Seagrass Resources in the Northern Philippines*. Environmental Science. Corpus ID: 54532137
- Amone-Mabuto, M.; Hollander, J.; Lugendo, B.; Adams, J.B.; Bandeira, S. (2022) *A field experiment exploring disturbance-and-recovery, and restoration methodology of *Zostera capensis* to support its role as a coastal protector*. Nord. J. Bot.
- Amone-Mabuto, M., Mubai, M., Bandeira, S., Shalli, M., Adams, J.B., Lugendo, B., Hollander, J. (2023). *Coastal communities' perception on the role of seagrass ecosystems for coastal protection and implications for management*. Ocean Coast. Manag 244, 106811. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106811>.
- Arias-Ortiz, A., Serrano, O., Masqué, P., Lavery, P. S., Mueller, U., Kendrick, G. A., et al. (2018a). *A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks*.
- Atrill, M. J., Strong, J. A., Rowden, A. A. (2000). *Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?* Ecography. 23, pp 114 121.
- Bandeira S. O. (2000). *Diversity and distribution of seagrass around Inhaca Island, southern Mozambique*. South African Journal of Botany.
- Bandeira, S.O. (2002). *Diversity and distribution of seagrasses around Inhaca Island, southern Mozambique*. S. Afr. J. Bot. 68,191–198.
- Bandeira S. O., e Gell F. (2003). *The Seagrass of Mozambique and Southeastern Africa*. In: Green E, Short F (eds) World Atlas of Seagrasses.
- Bandeira S. O. (2011). *Seagrasses*. In: Richmond MD 8ed) A Field Guide to the Seashores of Eastern Africa and the Western Indian Ocean Islands
- Bandeira S. O., Hernroth L., da Silva Vando. (2014). *Inhaca Island – The creadle of marine research in Maputo Bay and Mozambique*. In: Bandeira, S. and Paula, J. (eds.), The Maputo Bay Ecosystem. WIOMSA, Zanzibar Town, pp 87.
- Bandeira, S.; Amone-Mabuto, M.; Chitará-Nhandimo, S.; Scarlet, M.P.; Rafael, J. (2021). *Impact of Cyclones and Floods on Seagrass Habitats*. In *Cyclones in Southern Africa*. Sustainable Development Goals Series; Nhamo, G., Chikodzi, D., Eds.; Springer Berlin/Heidelberg, Germany; pp. 279–288.
- Bayraktarov, E., Saunders, M., Abdullah, S., Mills, M. (2015). *The cost and feasibility of marine coastal restoration*. Ecological Applications.

- Buapet, P., Gullstrom, M., Bjork, M. (2013). *Photosynthetic activity of seagrasses and macroalgae in temperate shallow waters can alter seawater pH and total inorganic carbon content at the scale of a coastal embayment*. Marine and Freshwater Research. 1040-1048.
- Bell, S. S., Tewfik, A., Hall, M. O., Fonseca, M. S. (2008). *Evaluation of seagrass plating and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency*.
- Bchir, R. Djellouli, A. S. Zitouna, N. Aurelle, D. Pergent, G. Pergent-Martin, C. Langar, H. (2019). *Morphology and Genetic studies of Cymodocea seagrass genus in Tunisian Coasts*. Phyton, International Journal of Experimental Botany.
- Boundouresque, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Thibaut, T., e Velarque, M. (2016). *The necromass of the Posidonia oceanica seagrass meadow: fate, role, ecosystem services and vulnerability*.
- Björk, M., Short, F., Mcleod, R., Beer, S. (2008). *Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change*. IUCN , Gland, Switzerland. 56 pp.
- Bos A. R., van Katwijk, M. M. (2007). *Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass*.
- Bostrom, C., Roos, C., Ronnberg, O. (2004). *Shoot morphometry and production dynamics of eelgrass in the northern Baltic Sea*.
- Cabaço, S., Alexandre, A., Santos, R. (2005). *Population-level effects of clam harvesting on the seagrass Zostera noltii*. Marine Plant Ecology Research Group, CCMAR - Centro de Ciências do Mar, CIMAR. V298.
- Calumpong, H. P., Fonseca, M. S. (2001). *Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods*. In: Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), Global Seagrass Research Methods.
- Cappucci, S., Amos, L., Hosoe, T., Umgiesser, G. (2004). *A numerical model to evaluate the factors controlling the evolution of intertidal mudflats in Venice Lagoon, Italy*. Journal of Marine Systems 51: 257–280.
- Carr, J., D’Odorico, p., McGlathery, K. J., Wiberg, P. (2010). *Stability and bistability of seagrass ecosystem in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment suspension and light availability*.
- Chitará-Nhandimo, S.; Chissico, A.; Mubai, M.E.; Cabral, A.D.S.; Guissamulo, A.; Bandeira, S. (2022). *Seagrass Invertebrate Fisheries, Their Value Chains and the Role*

of LMMAs in Sustainability of the Coastal Communities—Case of Southern Mozambique. Diversity , 14, 170.

- Christianen, M. J. A., van Belzen, J., Herman, P. M. J., van Katwijk, M. M., Lamers, L. P. M., van Leent, P. J. M. and Bouma, T. J. (2013). *Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services*.
- Clarito, Q. Y., Suarte, N. O., Bontia, E. C., Clarito, I.M. (2020). *Determining seagrasses community structure using the Braun –Blanquet technique in the intertidal zones of Islas de Gigantes, Philippines*. Sustinere J Env Sustain 4(1): 1-15. DOI: 10.22515/sustinere.jes.v4i1.96.
- Comissão Nacional do Plano (1990). *Plano de Desenvolvimento Integradado Ilha da Inhaca*. Instituto Nacional de Planeamento Físico. Maputo, Moçambique.
- Connolly, R., Jenkins, G., Loneragan, N. (1999). *Seagrass Dynamics and fisheries sustanaibility*. In Butler, A., Jernakoffer, P. (eds) *Seagrass in Australia*. CSIRO Publishing Victoria. pp 25-64.
- Coté-Laurin, M-C., Benboe, S., Karim, E. (2017). *B Continental Shelf Research*. Volume 138.
- Cuambe, M. A. (2017). *Transplantação de ervas marinhas, Zostera capensis na zona entre-às-marés no bairro dos Pescadores, Baía de Maputo, Moçambique*. Tese de licenciatura (trabalho não publicado).
- Cullen-Unsworth, L. C., e Unsworth, R. K. F. (2016). *Strategies to enhance the resilience of the world’s seagrass meadows*.
- de la Torre-Castro, M. Rönnbäck, P. (2004). *Links between humans and seagrass-an exemple from tropical East Africa*. Ocean Coastal Management. Elsevier
- de los Santos, C. B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C. M., van Katwijk, M. M., et al. (2019). *Recent trend reversal for declining European seagrass meadows*. Nat.
- den Hartog, C. (1970). *The Sea-Grasses of the World*. North-Holland; Amsterdam
- Diaz-Almela, E. Marbá, N. Martínez, R. Santiago, R. Duarte, C. M. (2009). *Seasonal dynamics of Posidonia oceanica in Magalluf Bay (Mallorca, Spain): Temperature effects on seagrass mortality*.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Chan, K. M. (2019). *Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change*.

- Duffy, J. E. (2006). *Biodiversity and functioning of seagrass ecosystems*. Marine ecology series. 311: 233-250.
- Duarte, M.C., M.M. Romeiras e S. Bandeira. (2013). *Ecossistemas Costeiros de Moçambique: Biodiversidade, Distribuição e Conservação dos Prados Marinhos*. 8pp. atas do congresso internacional saber tropical em moçambique: história, memória e ciência iict – JBT/Jardim Botânico Tropical. Lisboa. Instituto de Investigação Científica Tropical.
- Duarte, C. M., Chiscano, C. L. (1989). *Seagrass biomass and production: a reassessment*. Aquat. Bot. 65:159-174.
- Duarte, C. M. (2002). *The future of seagrass meadow*. Environment Conservation 29.
- Erftemeijer, P. L. A. (2021). *Seagrass Ecosystem Restoration Guidelines for the Western Indian Ocean Region*.
- Duffy, J. E., Reynolds, P. L., Bostroem, C., Coyer, J. A., Cusson, M., Donadi, S., *et al.* (2015). *Biodiversity mediates top-down control in eelgrass ecosystems: a global comparative-experimental approach*. *Ecol Lett* **18**: 696–705.
- Esteban, N., Unsworth, R. K. F., Gourlay, B. Q., Hays, G. C. (2018). *The discovery of deep-water seagrass meadows in a pristine Indian Ocean wilderness revealed by tracking green turtles*. *Marine pollution Bulletin*. Volume 134.
- Fanoro, T.F.-R.; Scarlet, M.P.; Bandeira, S.O. (2023). *Intertidal Gleaning Exclusion as a Trigger for Seagrass Species and Fauna Recovery and Passive Seagrass Rehabilitation*. *Diversity* , 15, 772. <https://doi.org/10.3390/d15060772> Academic Editor: Michael J. Risk
- Fourqurean J. W., Duarte C. M. Kennedy H. Marba N. Hlmer M. Mateo M. A. Apostolaki, E. T. Kendrick G. A. Krause-Jensen D. McGlatherry K. J. Serrano O. (2012). *Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock*. *Nature Geoscience*.
- Fonseca, M. S., Kenworthy, W. J., Courtney, F. X., M.O. Hall, M. O. (1994). *Seagrass planting in the southeastern United States: methods for accelerating habitat development*. *Restoration Ecology*
- Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Thayer, G.W. (1998). *Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters*. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, Maryland

- Gamble, C., Debney, A., Glover, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., Lilley, R., Nuuttila, H., Potouroglou, M., Ragazzola, F., Rees, S., Unsworth, R., and Preston, J. (2021). *Seagrass restoration Handbook Uk & Ireland*
- Golden, R. R., Busch, K. E. Karrh, L. P. Parham, T. A. Lewandowski, M. J. Naylor, M. D. (2010). *Large -scale Zostera marina (eelgrass) restoration in Chesapeake Bay, Maryland, USA.*
- Govindasamy, C., Arulpriya, M., Anantharaj, K., Ruban, P., Srinivasan, R. (2013). *Seasonal variations in seagrass biomass and productivity in Palk Bay, Bay of Bengal, India.* International Journal of Biodiversity and Conservation. Vol. 5(7), pp. 408-417
- Green, E. P., Short, F. T. (3003). *World Atlas Seagrasses.* University of California Press, Berkeley, USA. pp 324.
- Gullström, M., Bodin, M., Nilsson, P. G., Öhman, M. C. (2008). *Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition.* Inter-Research Science Publisher. Marine Ecology Progress Series V363. P241-255.
- Green, E.P. and Short, F.T. (eds.). 2003. World Atlas of Seagrasses. Gulltrom M. de la Torre Castro M. Bandeira S. O. Bjork M. Dahlberg M. Kautsky N. Ronnback P, Ohman M. C. (2002). *Seagrass Ecosystems in the Western Indian Ocean.*
- Hauxwell, J. Cebrian, J. Valiela, I. (2006). *Light dependence of Zostera marina annual growth dynamics in estuaries subject to different degrees of eutrophication.* Aqua. Bot
- Hantanirina, J. M.O., Benbow, S. (2013). *Diversity and coverage of seagrass ecosystems in south-west Madagascar,* African Journal of Marine Science.
- Hemminga, M. A., Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology.* Cambridge University Press, United Kingdom. 298 pp.
- Henderson, C. J., Gilby, B., Lee, S. Y., Stevens, T. (2017). *Contrasting effects of habitat complexity and connectivity on biodiversity in seagrass meadows.* Mar Biol (2017) 164:117.
- Hovery, R. K., Cambridge, M. L., Kendrick, G. A. (2011). *Direct measurements of root growth and productivity in the seagrass Posidonia australis and P. sinuosa.* nol. Oceanogr. 56, 394-402.
- Hovery, R. K., Cambridge, M. L., Kendrick, G. A. (2012). *Season and sediment nutrient additions affect root architecture in the temperate seagrasses Posidonia australis and P. sinuosa.*

- Hovey, R. K., Van N. K. P., Bellchambers, L. M., Pember, M. B. (2012). *Modelling deep water habitats to develop a spatially explicit, fine scale understanding of the distribution of the western rock lobster Panulirus cygnus*. PLoS ONE 7(4):ed34476.
- IPCC (2014). *Summary for Policymakers. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland
- Iñigo Zabarte-Maeztu, I., Matheson, F. E., Manley-Harris, M., Davies-Colley, R. J., Hawes, I. (2021). *Fine sediment effects on seagrasses: A global review, quantitative synthesis and multi-stressor model*. Marine Environmental Research. Volume 171.
- Instituto Nacional de Estatística. (2007). *Resultados do inquérito à despesa do turistas*. Direcção de Estatísticas Sectoriais e de Empresas, Maputo:2008.
- Irving, A. D., Tanner JE, e Collings, G. J. (2014). *Rehabilitating seagrass by facilitating recruitment: Improving chances for success*.
- Kal, M. (1995). *A natural history of Inhaca Island, Moçambique*: Witwatersrand University Press, 3rd Edition, 1995. 365
- Kerninon, F., Payri, C. E., Loch, F. L., Alcoverro, T., Marechal, J-P., Chalifour, J., Greaux, G., Mege, S., Athanase, J., Sebastien. C., Rouget, M-L., Lorre, E., Uboldi, T., Monnier, O., Hellio, C. (2021). *Selection of parameters for seagrass management towards the development of integrated indicators for French Antilles*.
- Kenworthy, W. J., Short, F. T., Williams, S. L., Paine, R. T. (2009). *Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems*. Proc. Natl. Acad. Sci.
- Kimirei, I.A., Nagelkerken, I., Griffioen, B., Wagner, C., and Mgaya, Y.D. (2011). *Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space*.
- Lanuru, M., Mashoreng, S., Amri, K. (2018). *Using site-selection model to identify suitable sites for seagrass transplantation in the west coast of South Sulawesi*. Journal of Physics Conference Series 979(1):012007.
- Larkum, A.W.D, Orth, R.J., e Duarte, C.M., eds., 2006, *Seagrasses — Biology, ecology and conservation*: New York.
- Lee, K., Park, J. (2008) *An effective transplanting technique using shells for restoration of Zostera marina habitats*.

- Lefcheck, J. S., Marrion, S. T., Orth, R. J. (2017). Restored eelgrass (*Zostera marina* L.) as refuge for Epifaunal Biodiversity in Mid-Western Atlantic Coastal Bays. Springer Natura. Volume 40.
- Lewontin, R. C. (1969). *The meaning of stability*. *Brookhaven Sympos. Biol.* 22, 13 – 24.
- Li, W-T., Kim, Y. K., Park, J-I., Zhang, X-m., Du, G-Y., Lee, K-S. (2014). Comparison of seasonal growth responses of *Zostera marina* transplants to determine the optimal transplant season for habitat restoration. *Ecological Engineering*
- Lipkin, Y., Beer, S., Zakai, D. (2003). *The seagrasses of the eastern Mediterranean and the Red Sea*. World Atlas of Seagrasses, University of California Press, Berkeley, California.
- Lo, V., e Jang, N. (2022). The Global Biodiversity Framework's "30x30" Target: Catchy slogan or effective conservation goal? International Institute for Sustainable Development (IISD).
- Lyimo, L. D. (2016). *Carbon sequestration processes in tropical seagrass beds*. Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University.
- Machrizal, R. Khairul, K., Chastanti, I., Sari, N. F., Ritonga, N., Sepriani, Y. (2019). *A study on the density and the cover of seagrass species along the West Coast of Natal*.
- Madsen, G. K., Peter H. B., Karlheinz, Elisabeth, S., Lars, N. (2001). *Efficient linearization of the augmented plane-wave method*. *Phys. Rev. B* 64, 195134.
- Marbá, N., Alexandre, A., Duarte, C. M., Cabaço, S. (2004). *How do seagrasses grow and spread?* <https://www.researchgate.net/publication/233758635>
- Marimba, A. A., Ambo-Rappe, R., La Nafie, Y. A., R K F Unsworth, R. K. F. (2019). *“Samba” Fish Catching Operations in the seagrass meadows of Selayar Island, Indonesia*. Series: Earth and Environmental Science 253. doi:10.1088/1755-1315/253/1/012027
- Massingue, A. O., Bandeira, S. O. (2005). *Distribution of Seagrasses and Common Seaweeds around Nampula Province (Northern Mozambique) with emphasis on Moçambique Island*. Department of Biological Sciences, Eduardo Mondlane University. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 4(2): 175 – 183.
- Matheson, F. E., Reed, J., Dos Santos, V. M., Mackay, G., Cummings, V. J. *Seagrass rehabilitation: successful transplants and evaluation of methods at different spatial*

scales. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 51(1), 96–109. <https://doi.org/10.1080/00288330.2016.1265993>.

- Massuanganhe, E. A., Macamo, C., Westerberg, L-O., Bandeira, S. O., Mavume, A., Ribeiro, E.. (2015). Deltaic coasts under climate-related catastrophic events-insights from the Save River Delta, Mozambique. *Ocean & Coastal Management* 116:331-340.
- Mavume, A. F., Rydberg, L., Rouault, M. Lutjerharms J. R. E. (2009). Climatology and landfall of tropical cyclones in the south-west Indian Ocean. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*.
- Maxwell, P. S., Pitt, K. A., Olds, A. D., Rissik, D., e Connolly, R. M. (2015). *Identifying habitats at risk: simple models can reveal complex ecosystem dynamics*. *Ecol. Appl.* 25, 573–587. doi: 10.1890/14-0395.1
- Mazarrasa, I., Samper-Villarreal, J., Serrano, O., Lavery, P. S., Catherine, L. E., Marbà, N., Duarte, C. M., Cortés, J. (2018). Habitat characteristics provide insights of carbon storage in seagrass meadows. *Marine Pollution Bulletin*; Vol 134. Pag 106-117.
- Meehan, A. J., West, R. J.(2002). *Experimental transplanting of Posidonia australis seagrass in Port Hacking, Australia, to assess the feasibility of restoration*. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 25–31.
- Meehan, A. J., West, R. J.(2000). *Recovery times for a damaged Posidonia australia bed in south eastern Australia*. *Aquatic Botany*.
- McCloskey, R. M., Unsworth, R. (2015). Decreasing seagrass density negatively influences associated fauna. *PeerJ. Biology, Environmental Science*. DOI:10.7717/peerj.1053 Corpus ID: 945601
- McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H. and Silliman, B.R. (2011). *A blue print for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO2*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552–560.
- McLeod, I., Bostrom-Einarsson, L., Johnson, C., Kendrick, G., Layton, C., Rogers, A., Statton, J. (2018). *The Role of Restoration for Conserving Matters of National Environmental Significance*.
- McKenzie, L.J., Campbell, S.J., Roder, C.A. (2003). *Seagrass-Watch: Manual for Mapping & Monitoring Seagrass Resources*, 2nd ed.; QFS: Cairns, QL, Australia.

- Mcskimming, C., Connel, S. D., Russel, B. D., Tanner, J. E. (2016). *Habitat restoration: Early signs and extent of faunal recovery relative to seagrass recovery*. Estuarine Coastal and Shelf Science 171.
- May, R. M. (1977). *Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states*. Nature 269, 471–477. doi: 10.1038/269471a0
- Mourato, C. V., Padrão, N., Serrão, E. A., Paulo, D. (2023). *Less is More: Seagrass Restoration success using less vegetation per area*.
- Nordlund, L. M., Jackson, E. L., Nakaoka, M., Samper-Villarreal, J., Beca-Carretano, P., e Creed, J. C. (2018a). *Seagrass ecosystem services- What`s next?*
- Nordlund, L. M., Jackson, E. L., Nakaoka, M., Samper-Villarreal, J., Beca-Carretero, P., Creed, J. C. (2018). *Seagrass ecosystem services – What`s next?* Marine Pollution Bulletin. Volume 134.
- Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L. Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J., et al. (2014). *The role of seagrass in coastal protection in changing climate*.
- Orth, R. J., McGlathery, K. J. (2012). *Eelgrass recovery in the coastal bays of the Virginia Coast Reserve, USA*. Mar Ecol Prog Ser 448:173-176. <https://doi.org/10.3354/meps09596>
- Orth, R. J., Harwell, M. C., Fishman, J. R. (2006). *A rapid and simple method for transplanting eelgrass using single, unanchored shoots*. Aquatic Botany
- Orth, R. J., Luckenbach, M.W., Moore, K. A. (1994). *Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration*. Ecology 75: 1927–1939
- Okudan, E. S. Demir, V. Kalkan, E. Karhan, S. U. (2011). *Anchoring Damage on seagrass meadows (Posidonia oceanica (L.) Delile) in Fethiye-Gocek Specially protected area (Eastern Mediterranean Sea, Turkey)*. Journal of Coastal Research 61 (Special Issue 61).
- Paling, E. I., van Keulen, M., Wheeler, K., Phillips, J., Dyhrberg, R. (2001). *Mechanical seagrass transplantation in Western Australia*. Ecological Engineering.
- Paling, E. I., M.Fonseca, M.M. Van Katwijk, M.Van Keulen, (2009). *Seagrass Restoration. Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. 4, (2):687-705.
- Park, J. I. Lee, K. S. (2007). *Site specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of Zostera marina transplants*.

- Park, J. I., e Lee, K. S. (2010). *Development of transplantation method for the restoration of surfgrass. Phyllospadix japonicus in an exposed rocky shore using an artificial underwater structure.*
- Pereira, I. J. J. F. (2014). *Avaliação dos recursos naturais na ilha da inhaca (oceano índico, moçambique): primeira aproximação.*
- Phillips, R. C., Milchakova, N.A. (2003). *Seagrass Ecosystems.* Kovalevsky Institute of Biology of the southern Seas, National Academy of Sciences of Ukraine, Sevastopol, Ukraine
- Potouroglou, M., Bull, M.C., Krauss, K.W., Kennedy, H.A., Fusi, M., Daffonchio, D., Mangora, M. M., Githaiga, M. N., Diele, K., Huxham, M. (2017). *Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation.* Sci.
- Rahmawati, F., Putri, F. R. Masykur, A. (2019). *The Photocatalytic Activity of ZnS-Ti O₂ on a Carbon Fiber Prepared by Chemical Bath Deposition.*
- Rezek, R. J., Furman, B. T., Jung, R.P. Hall, M. O., Bell, S. S. (2019). *Long-term performance of seagrass restoration projects in Florida, USA.*
- Reynolds, L. K., Waycott, M., and McGlathery, K. J. (2013). *Restoration recovers population structure and landscape genetic connectivity in a dispersal-limited ecosystem.* J. Ecol.
- Roy, C., e Kovordányi R. (2012). *Tropical cyclone track forecasting techniques – a review.* Atmospheric Research
- Saderne, V., Fietzek, P., Herman, P. M. J. (2013). *Extreme variations of pCO₂ and pH in a macrophyte meadow of the Baltic Sea in summer: evidence of the effect of photosynthesis and local upwelling,* PLoS One, 8, e62689, doi:10.1371/journal.pone.0062689.
- Samoily, M., Osuka, K., Mussa, J., Rosendo, S. (2019). *An integrated assessment of coastal fisheries in Mozambique for conservation planning.*
- Seddon, S., Miller, D., Venema, S., Tanner, J. E. (2004). *Seagrass rehabilitation in metropolitan Adelaide I. Transplantation from donor beds. Report to the coast protection Branch, Departament from Enviromental and Heritage.* SARDI Aquatic sciences Publication NO. RD04/0038. SARDI Aquatic sciences, Adelaide.
- Supriyadi, I. H., Alifatri, L. O., Kusnadi, A., Hafizt, M., Lisdayanti, E. (2023). *Current status of seagrass condition in coastal waters of Kendari Southeast Sulawesi*

Indonesia. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 1137 (1):012-015.

- Short, F. T. E Coles, R. G. (2001). Global seagrass research methods. Elsevier science.
- Short, F.T., Davis, R.C., Kopp, B.S., e outros, (2006) *Using TERFS and site selection for improved eelgrass restoration success, in Treat, S. F., e Lewis, R.R., III, eds., Seagrass restoration — Success, failure and the costs of both: Valrico, Fla., Lewis Environmental Service.*
- Short, F.T., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Waycott, M. (2007). *Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model.* J Exp Mar Bio Ecol 350:3-20.
- Short, F.T., Short, C.A., Novak, A. (2016). *Seagrasses. The wetland Book II: Distribution, Description and Conservation.* Springer Science.
- Short, F.T., Davis, R. C., Kopp, B.S., Short, C. A., Burdick, D. M. (2002). *Site selection model for optimal restoration of eelgrass, Zostera marina L. Marine Ecology Progress Series 227, 253-26.*
- Short, F. T., Wyllie – Echerverria (1999). *Natural and human induced disturbances of seagrasses.* Environmental Conservation
- Sinclair, E. A., Krauss, S. L., Anthony, J., Hovey, R., Kendrick, G. A. (2014). *The interaction of environment and genetic diversity within meadows of the seagrass Posidonia australis (Posidoniaceae).* Mar Ecol Prog Ser 506:87-98. <https://doi.org/10.3354/meps10812>
- Sinclair, E. A., Verduin, J., Krauss, S. L., Hardinge, J., Anthony, J., Kendrick, G. A. (2013). *A genetic assessment of a successful seagrass meadow (Posidonia australis) restoration trial.* Ecological Management and Restoration. Short Report. <https://doi.org/10.1111/emr.12028>
- Stankovic, M., Panyawai, J., Jansanit, K., Upanoi, T., Prathep A. (2017). *Carbon content in different seagrass species in andaman coast of Thailand.* Sains Malays.
- Spalding, M. D., Taylor, M. L., Ravilious, C., Short, F.T. (2003). *The distribution and status of seagrass.*
- Stankovic, M., Kaewsrihawa, R., Rattanachot, E., Prathep, A. (2019). *Modeling of suitable habitat for small-scale seagrass restoration in tropical ecosystems.*
- Suykerbuyk, W. Bouma, T. J. van der Heide, T. Faust, C. Govers, L. L. Giesen, W. B. T. J. de Jong, D. J. van Katwijk, M. M. (2012). *Suppressing antagonistic*

- *bioengineering feedbacks doubles restoration success.*
- Sutherland, J. P. (1974). *Multiple stable points in natural communities*. *Am. Nat.* 108, 859–873. doi: 10.1086/282961
- Tan, Y. M., Dalby, O., Kendrick, G. A., Statton, J., Sinclair, E. A., Fraser, M. W., Macreadie, P. I., Gillies, C. L., Coleman, R. A., Waycott, M. (2020). *Seagrass restoration is possible: Insights and lessons from Australia and New Zealand*.
- Tupan, C. I., Uneputty, P. A. 2017. *Concentration of heavy metals lead (Pb) and cadmium (Cd) in water, sediment and seagrass Thalassia hemprichii in Ambon Island waters*. *AAFL Bioflux* 10: 1610-1617.
- Uku, J., Daudi, L., Muthama, C., Alati V., Kimathi, A., Ndirangu, S. (2021). *Seagrass restoration trials in tropical seagrass meadows*.
- Unsworth, R.K.F., Cullen, L.C., Pretty, J.N., Smith, D.J. and Bell, J.J. (2010). *Economic and subsistence values of the standing stocks of seagrass fisheries: potential benefits of no-fishing marine protected area management*. *Ocean & Coastal Management*, 53, 218–224.
- Unsworth, R.K.F., Collier, C. J., Henderson, G.M., McKenzie, L. J. (2012). *Tropical seagrass meadows modify seawater carbon chemistry: implications for coral reefs impacted by ocean acidification*. *Environmental Research Letters* 7, 024026. doi:10.1088/1748-9326/7/2/024026
- Unsworth, R. K. F., Bertelli, C. M., Cullen-Unsworth, L. C., Estoban, N. Jones B. L., Lowe, C., Nuuttila, H. K. and Rees, S. C. (2019). *Sowing the seeds of seagrass recovery using Hessian Bags*.
- van Katwijk, M. M., Hermus D. C. R. (2000). *Effects of water dynamics on Zostera marina: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea*. *Mar. Ecol. Prog.*
- van Katwijk, M. M., Bos, A. R., de Jonge, V. N., Hanssen, L. S. A. M., Hermus, D. C. R., D. J. de Jong, D. J. (2009). *Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects*. *Mar. Pollut.*
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., Verduin, J. J. (2016). *Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting*. *Appl.*

- Ward, A. E., Meek, S. K., Gordon, D. M., Cameron, T. C., Steer, M. D., Smith, J., Miliou, A., Tsimpidis, T. (2020). *The use of storm fragments and biodegradable replanting methods allows for a low-impact habitat restoration method of seagrass meadows, in the eastern Aegean Sea.*
- Waltham, N. J., Elliott, M., Lee, S.Y., Lovelock, C., Duarte, C. M., Buelow, C., Sheaves, M. (2020). *UN decade on ecosystem restoration 2021–2030—what chance for success in restoring coastal ecosystems?* *Front. Mar. Sci.* 7, 71.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Williams, S. L. (2009). *Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems.* *Biological Sciences.* <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Waycott, M., Procaccini, G., Les, D.H., Reusch, T.B.H. (2006). *Seagrass evolution, ecology, and conservation: a genetic perspective.* In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation.* Springer, The Netherlands, pp. 25–50.
- Wegoro, J., Pamba, S., George, R., Shaghude, Y., (2022). *Seagrass restoration in a high-energy environment in the Western Indian Ocean.* *Estuarine Coastal and Shelf Science*
- Wutthivorawong, C., Boonyanate, P., Olpool, S., Suwannachote, K. (2011). *Transplantation of seagrass, Halodule pinifolia (Miki) Den Hartog: survival between mangrove and urban areas in Makampom Bay.* Rayong Province, Thailand Proceedings of the 6th International Symposium on Seastar2000 and Asian Biologging Science (The 10th Seastar2000 workshop) (2011): 77-83
- Wear, R. J. (2006). *Recent advances in research into seagrass restoration.* Prepared for the Coastal Protection Branch, Department for Environment and Heritage. SARDI Aquatic Sciences Publications No. RD04/0038-4. SARDI Aquatic Sciences, Adelaide.
- Williams, S. L., Heck, K. L. Jr. (2001). *Seagrass community ecology.* In: Bertness MD, Hay ME, Gaines SD (eds) *Marine community ecology.* Sinauer Associates, Sunderland, MA, p 120–150

- Wood, G., Marzinelli, E. M., Coleman, M. A., Campbell, A. H., Santini, N. S., Kajlich, L., Verdura, J., Wodak, J., Steinberg, P. D., and Vergés A. (2019). *Restoring subtidal marine macrophytes in the Anthropocene: trajectories and future-proofing*. Marine and Freshwater Research. Advances in the aquatic sciences. Volume 70 (7)
- Yaakub, S. M., McKenzie, L. J., Erfemeijer, P. L. A., Bouma, T., Todd, P. A. (2014). *Courage under fire: Seagrass persistence adjacent to a highly urbanised city–state*. Marine Pollution Bulletin. Volume 83.
- Zeidler, J., Jocitala, E. (2018). *Adaptation in the coastal zones of Mozambique* (LDCF).
- Zorini, O., Contini, C., Jiddawi, N., Ochiewo, J., Shunula, J., Cannicci, S. (2004). *Participatory appraisal for community-based mangrove management in East Africa*. Wetlands Ecology and Management, 12, 87-102.

Apendix I

Material

- Arrame;
- Alicate;
- Baldes plásticos;
- Barbatanas de snorkeling;
- Bloco de anotações;
- Câmera fotográfica;
- Câmera fotográfica;
- Estacas de madeira
- Esferográficas;
- Fita métrica
- Gps;
- Marcador permanente
- Máscara de snorkeling;
- Pá;
- Tabelas de marés da Baía de Maputo de 2021 à 2023.
- Ziplocks

APPENDIX II: photo guide for seagrass cover

Percent cover standards

