UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE

INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA

Determinação de áreas propícias para o desenvolvimento responsável da produção do Bijupirá em tanques redes na região sul do estado do Rio de Janeiro.

Felipe Schwahofer Landuci

Rio Grande, RS

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE

INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA

Determinação de áreas propícias para o desenvolvimento responsável da produção do Bijupirá em tanques redes na região sul do estado do Rio de Janeiro.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura da Universidade Federal do Rio Grande FURG como requisito parcial à obtenção do título de doutor.

Aluno: MSc. Felipe Schwahofer Landuci

Orientador: Dr. Prof. Luís Henrique da Silva Poersch

Co-orientador: Dr. Miguel Rodilla Alama

Junho de 2018

ÍNDICE:

DEDICATÓRIA.....i

AGRADECIMENTOS.....ii

LISTA DE FIGURAS.....iv

LISTA DE TABELAS.....viii

RESUMO GERAL.....9

GENERAL ABSTRACT.....10

INTRODUÇÃO GERAL.....11

A piscicultura Marinha e seus impactos.....11

Capacidade de Suporte.....13

Situação da piscicultura marinha no Brasil.....15

HIPÓTESES.....17

OBJETIVOS.....17

OBJETIVOS GERAIS.....17

OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....17

REFERÊNCIAS.....18

CAPÍTULO 1. Substituição de uma dieta úmida para promover o cultivo sustentável do Bijupirá em sistemas nearshore no Brasil.....24

RESUMO EXPANDIDO.....25

ANEXO 1.....29

Abstract.....30

Introduction.....31

Materials and Methods.....32

Results.....38

Discussion.....44

Acknowledgments.....49

References.....49

CAPÍTULO 2. Impactos na qualidade de água, no sedimento, na emissão de nutrientes, na dispersão de matéria orgânica e deposição de carbono orgânico total decorrentes de um cultivo do bijupirá Rachycentron canadum, na Baia da Ilha Grande, Atlântico Sul, Brasil.....55

Resumo.....57

1. Introdução....58
2. Material e métodos....61
3. Resultados....71
4. Discussão....81
5. Conclusão....89
6. Agradecimentos....90
7. Referências....90
CAPÍTULO 3. Impactos no sedimento e na comunidade dos bentos decorrentes de um cultivo do bijupirá nearshore....103
Resumo....105
1. Introdução....106
2. Matérial e métodos....107
3. Resultados....109
4. Discussão....116
6. Conclusão....124
7. Agradecimentos....124
8. Referências....124
ANEXO 3....130
CAPÍTULO 4. Planejamento espacial marinho (PEM) para o desenvolvimento sustentável dos cultivos de peixes marinhos no litoral sul fluminense....131
RESUMO EXPANDIDO....132
ANEXO 4....140
Abstract....141
1. Introduction....142
2. Study Area....145
3. Methodology....147
4. Results....156
5. Discussion....162
6. Acknowledgments....170
ANEXO 5....179
CONSIDERAÇÕES FINAIS....197

CONCLUSÕES GERAIS.....204
REFERÊNCIAS.....208

DEDICATÓRIA

"As nuvens mudam sempre de posição, mas são sempre nuvens no céu. Assim devemos ser todo dia, mutantes, porém leais com o que pensamos e sonhamos; lembre-se, tudo se desmancha no ar, menos os pensamentos"

Paulo Baleki

"Eu sou mar, tu bem sabes, teu discípulo.

Que nunca digas, mar, que na foste meu Mestre"

Vinícius de Moraes

A minha família

AGRADECIMENTOS

Aos orientador e amigo Luís Henrique Poersch (Mineiro) pelos conselhos e apoio no trabalho, pela experiencia que pude absorver durante esse convívio. A sua aceitação de me orientar nesse trabalho, complicado e com desafios logísticos grandes, me deu confiança para trabalhar nessa ideia que alguns acreditavam que não seria possível. Ao longo do tempo, sua postura sempre correta e instrutiva me garantiu apoio para executa-la. Eu espero ter retribuído tudo isso da melhor forma.

Ao programa de pós-graduação em Aquicultura da FURG e aos mestres nos quais tive o prazer de ser ouvinte de suas disciplinas, professores Geraldo, Joaber, Ricardo, Tesser, Mano, Sampaio. Agradeço a experiencia de ter convivido e aprendido com vocês que são verdadeiras referencias para mim.

A Dra. Monica Wallner-Kersenach e sua equipe do laboratório de Oceanografia Química da FURG. Pela paciência e solicitude comigo, um "estranho no ninho", totalmente não familiarizado com metodologias de técnicas analíticas de alta precisão. Lhe agradeço pela experiencia profissional e pessoal.

Aos Dr. Alexandre Macedo, Dr. André Esteves, Dr. Arthur Rombenso, Dr. Paulo Márcio Costa, M.sc Douglas Fraga pelas valiosas contribuições nos capítulos gerados dessa tese.

Aos membros da banca cujas contribuições aprimoraram o presente trabalho.

A todos os colegas, técnicos e pós doutorandos do curso de pós-graduação em aquicultura. Aos membros do corpo não docente da estação marinha de aquacultura da FURG, que sempre estiveram nos momentos apropriados para me ajudar a resolver imprevistos.

Aos grandes amigos que fiz por aqui: Joaquim "Joca" Sancho, Juan Jethro, Lucas Genésio, João Xavier, Gabriel 'Blade" Neves e o the "godfather" Manuel Valenzuela todos vocês fizeram essa vida "cassineira" mais divertida, quando for para tomar uma outra ali no Bagé ou poder ter aquelas discussões aquícolas é só me chamar.

Ao ex diretor da FIPERJ, Augusto da Costa Pereira que permitiu a realização dessa tese, depositando confiança em mim e na importância deste trabalho para instituição e o atual diretor Pedro Paulo Menezes de Oliveira Carvalho, que apoiou a sua execução até fase final.

Aos colegas da EEAAPM/FIPERJ: Dr. Marcelo Pontes, Dra. Beatriz Castelar, Dra. Wanessa Costa, Dra. Gisele Eller, Dra. Silvia Melo, Dr. Marcelo Maia, Dra. Luzia Triani, Téc. Rodrigo Barbosa, Téc. Ricardo Soares, vocês puderam acompanhar esta trajetória desde o início, participando e me ajudando nos momentos cruciais. Vocês tornaram esse trabalho possível.

Ao Kazuo Tonack, proprietário da maricultura Costa Verde, pelo apoio e autorização para a execução do monitoramento.

À minha família, pois é certo de que meu caminho na vida só me trouxe aqui, pelo esforço e amor de vocês. Sem vocês eu nada seria.

À minha esposa Renata, parte fundamental durante todo esse caminho. Você foi minha principal força. Nada seria possível sem tua confiança, sua disposição em me ajudar e seu espírito de luta que me incentivou a continuar, até naqueles momentos em que eu duvidava da minha capacidade de ir até o final.

À minha filha Leticia, que no futuro eu possa te inspirar a buscar os seus sonhos.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1.

Figure 1-1. Linear and quadratic polynomial regression between feed conversion ratio (FCR) in dry matter basis, weight gain (g), and water temperature for dietary treatments moist diet (A) and formulated diet (B).....40

Figure 1-2. Linear regression between protein deposition and protein intake of juvenile cobia fed moist diet (A) and formulated diet (B).....41

CAPÍTULO 2.

Figura 2-1.Mapa do Litoral sul do Rio de Janeiro, costa sudeste do Brasil. Seta indica local do cultivo do monitorado.....62

Figura 2-2. Diagrama de dispersão e velocidade de corrente registradas no local do cultivo, 12 metros acima do fundo.....72

Figura 2-3. Quantidade de amônio (NH4+-N) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo. Linha pontilhada se refere ao nível indicado na CONAMA (Resolução 357). Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes.....73

Figura 2-4. Quantidade de fosfato (PO_4^{3-}) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo. Linha pontilhada se refere ao nivel indicado pelo CONAMA (Resolução 357 - classe 1, águas salinas) para fósforo total convertido em PO_4^{3-} (fator 0.3261). Valores apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).....74

Figura 2-5. Quantidade de clorofila α (Cl-α) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo.....74

Figura 2-6. Taxa de sedimentação de matéria orgânica particulada por dia. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).....76

Figura 2-7. Mapa de dispersão da matéria orgânica particulada, na forma de resto de ração (pontos vermelhos) e fezes (pontos azuis). Ponto amarelo representa o centro do tanque. Cada ponto corresponde a posição da dispersão da partícula durante um evento a cada 15 minutos.....78

Figura 2-8. Taxa de sedimentação de carbono orgânico total por dia. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p< 0.05$)....79

Figura 2-9. Quantidade de carbono orgânico total no sedimento. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).....80

Figura 2-10. Modelo preditivo de sedimentação de carbono orgânico total no sedimento, de acordo com a biomassa.....81

Figura 2-11. Modelo da estrutura de PEAD onde os tanques utilizados no monitoramento ambiental ficaram fixados na Praia de Jaconema, Ilha Grande/RJ.....100

Figura 2-12. Estrutura da sediment trap utilizada no monitoramento ambiental do cultivo do bijupirá, instalada logo abaixo do tanque.....101

Figura 2-13. Detalhe da M.O particulada sedimentada, dentro dos copos da *sediment trap*.....102

Figura 2-14. Coleta de sedimento por meio de corers para as análises química e de estrutura das comunidades do bentos no sedimento.....102

CAPÍTULO 3.

Figura 3-1. Quantidade de carbono orgânico total no sedimento. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).....110

Figura 3-2. Índice de diversidade de Shannon (H') para o todos os táxons registrados no monitoramento. T – Ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C – áreas controle. A- Mês de abril; M – mês de maio; J – mês de junho.....111

Figura 3-3. Índice de diversidade de Shannon para o táxon Poliqueta. T – Ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C – áreas controle. A- Mês de abril; M – mês de maio; J – mês de junho.....111

Figura 3-4. Índice de diversidade de Shannon para o táxon Nematoda. T – Ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C –controle. A- Mês de abril; M – mês de maio; J –mês de junho.....112

Figura 3-5. Abundância do táxon Poliqueta. T – Ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C –controle.....113

Figura 3-6. Abundância do táxon Nematoda. T – Ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C –controle. 114

Figura 3-7. Placas com sedimento durante o processo de banho ácido para descarbonatação.....130

Figura 3-8. Placas com sedimento após o processo de banho ácido para descarbonatação. Partes mais escuras são aglomerados de gordura.....130

CAPÍTULO 4.

Figura 4-1. Brazil Southeast coast. Highlighted, Rio de Janeiro coast.....146

Figure 4-2. Conceptual GIS model framework to providing decision support for marine fish farming. 150

Figure 4-3. Output map from sub models to Rio de Janeiro southest coast. A – Environment sub model; B – Infrastructure sub model; C – Physical sub model; D – Market sub model; E – Conflicting uses sub model; F – Constraint sub model.....159

Figura 4-4. Hydrodynamic model output map of Rio de Janeiro southest coast.....160

Figure 4-5. Final output suitability map Rio de Janeiro southest coast. Different numbers and colors indicate different suitability classes. Diagonal patterns areas are those considered to be as offshore aquaculture.....161

Figure 4-6. Camada Fuzzy do critério temperatura no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....179

Figura 4-7. Camada Fuzzy do critério salinidade no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....179

Figura 4-8.Camada Fuzzy do critério oxigênio dissolvido no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.180

Figura 4-9. Camada Fuzzy do critério pH no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....180

Figura 4-10.Camada Fuzzy do critério cotaminação por esgoto no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....181

Figura 4-11. Camada Fuzzy do critério pontos de apoio marítimo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....181

Figura 4-12. Camada Fuzzy do critério laboratório de produção de forma jovens no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....182

Figura 4-13.Camada Fuzzy do critério rodovias no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....182

Figura 4-14. Camada Fuzzy do critério suporte técnico no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....183

Figura 4-15. Camada Fuzzy do critério batimetría no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....183

Figura 4-16. Camada Fuzzy do critério tipo de sedimento no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.184

Figura 4-17. Camada Fuzzy do critério incidência de ventos no litoral sul do estado do Rio de Janeiro. 184

Figura 4-18. Camada Fuzzy do critério incidência de ondas.....185

Figura 4-19. Camada Fuzzy do critério velocidade de corrente residual no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....185

Figura 4-20. Camada Fuzzy do critério poder de compra no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.. 186

Figura 4-21. Camada Fuzzy do critério indice de desenvolvimento humano (IDH) no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....186

Figura 4-22. Camada Fuzzy do critério distância da central de abastecimento estadual (CEASA) no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....187

Figura 4-23. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com pesca artesanal no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....187

Figura 4-24. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com turismo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....188

Figura 4-25. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com areas de proteção ambiental no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.....188

Figura 4-26. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com industria de alto impacto no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....189

Figura 4-27. Camada booleana de restrição sobre áreas sujeitas a assoreamento no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....189

Figura 4-28. Camada de restrição sobre áreas de uso militar exclusivo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....190

Figura 4-29. Camada de restrição sobre áreas destinada a atracação, fundeio ou de navegação proibida no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....190

Figura 4-30. Camada de restrição sobre áreas destinadas a canais de navegação no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....191

Figura 4-31. Camada de restrição sobre áreas demarcadas como de proteção ambiental no âmbito estadual no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....191

Figura 4-32. Camada de restrição sobre áreas áreas demarcadas como de proteção ambiental no âmbito federal no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....192

Figura 4-33. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios do Rio de Janeiro e Itaguaí no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....192

Figura 4-34. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Mangaratiba no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....193

Figura 4-35. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios do Rio de Janeiro e Itaguaí no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....193

Figura 2-36. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....194

Figura 4-37. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....194

Figura 4-38. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para Ilha Grande no município de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....195

Figura 4-39. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....195

Figura 4-40. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....196

Figura 4-41. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os município de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro....196

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1.

Table 1-1. Formulation of experimental formulated diet and proximate composition and physical characteristics of experimental diets.....32

Table 1-2. Production performance and muscle proximate composition of juvenile Rachycentron canadum L. fed experimental diets in near-shore cage system. Values are presented as LS-means ± standard error. Means with different letter are significantly different (p<0.05).....38

Table 1-3. Dietary fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters). Values are presented as LS-means ± standard error (SE) triplicate fatty acid samples.....41

Table 1-4. Fillet fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters) of Rachycentron canadum L fed moist and practical formulated feeds. Values are presented as LS-means ± standard error triplicate fatty acid samples and p values resulting from one-way ANOVA test are also provided; means with common letter are not significantly different ($p < 0.05$).....42

Table 1-5. Fillet fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters) of Rachycentron canadum L fed moist and practical formulated feeds. Values are presented as LS-means ± standard error triplicate fatty acid samples and p values resulting from one-way Anova ($p<0.05$).....44

CAPÍTULO 2.

Tabela 2-1. Características do cultivo e performance produtiva do cultivo de bijupirá.....71

Tabela 2-2.Frequência das velocidades de corrente.....72

Tabela 2-3. Balanço de massa dos nutrientes nitrogênio e carbono orgânico total, durante o cultivo....75

Tabela 2-4. Quantidade de ingredientes, coeficiente de digestibilidade, total de fezes e total de resíduos de ração.....76

CAPÍTULO 3.

Tabela 3-1. Frequência das velocidades de corrente.....110

Tabela 3-2. Frequência (%) do táxon Polychaeta.....114

Tabela 3-3. Frequência (%) do táxon Nematoda.....115

CAPÍTULO 4.

Table-4-1. Criteria's and Fuzzy process details.....148

Table 4-2. Total area (Km²) for each municipality of Rio de Janeiro southest coast.....161

RESUMO GERAL

As projeções indicam que a demanda global por pescado irá atingir até 187 milhões de toneladas, com a produção aquícola igualando a produção pesqueira global. O uso de ecossistemas costeiros e mar aberto aumentará substancialmente, colocando ainda mais as pressões ambientais sobre a natureza, produtos e serviços. Intervenções com objetivos de curto prazo e limites geopolíticos, sem prestar atenção suficiente para outros critérios-chave para o sucesso da atividade normalmente resultam em desenvolvimento e sustentabilidade limitadas. No litoral sul do Rio de Janeiro o cultivo do bijupirá, vem despontando como uma atividade com grande potencial. Apesar dos bons resultados obtidos até o momento ainda existem diversas questões primordiais para o desenvolvimento sustentável da atividade, entre eles técnicas de manejo, a falta de regulamentação e a oposição a atividade centrada na percepção equivocada do seu potencial poluidor, sendo estes apenas alguns dos desafios que precisam ser superados. Este estudo buscou substituir as práticas de manejo não sustentáveis utilizadas atualmente, gerando bases de compreensão aos produtores; avaliar os possíveis impactos do cultivo do bijupirá em tanques-rede próximo à costa; formular um modelo preditivo de deposição e dispersão e apresentar uma metodologia que para definir zonas para aquicultura marinha e consequentemente selecionar as áreas mais adequadas contribuindo assim com o desenvolvimento responsável da piscicultura marinha no litoral sul fluminense. Não foram verificados efeitos negativos na performance produtiva e foi registrada uma melhoria da eficiência ambiental na substituição do uso das dietas úmida regularmente utilizadas, sendo essa metodologia utilizada capaz de demonstrar aos produtores os benefícios da substituição de dietas úmidas. Em relação aos impactos ambientais dos cultivos, os efeitos da descarga de nutrientes na qualidade de água e suas complicações secundárias são mínimas e se mantiveram dentro dos parâmetros normais do ambiente e limites legais vigentes no Brasil. No sedimento os impactos também foram mínimos, não foram registrados acúmulos de COT e nem alterações nas comunidades. A sedimentação foi mais concentrada abaixo dos tanques e as taxas máximas de deposição de M.O e COT verificadas in situ e previstas no modelo, foram caracterizadas como de baixo impacto. O total de áreas identificadas como adequadas e muito adequadas é suficiente para garantir a implantação e expansão do cultivo de peixes marinhos no litoral sul do Rio de Janeiro. Para melhor aplicação de diretrizes sustentáveis, se sugere a adoção de áreas de produção limitadas, baseadas especialmente na capacidade de suporte produtiva.

GENERAL ABSTRACT

Projections indicate that global demand for fish will reach up to 187 million tonnes, with aquaculture equaling global fish production. The use of coastal and open ocean ecosystems will increase substantially, further placing environmental pressures on nature, products and services. Interventions with short-term objectives and geopolitical boundaries, without paying sufficient attention to other key criteria for the success of the activity, usually result in limited development and sustainability. On the southern coast of Rio de Janeiro, cobia cage culture has been emerging as an activity with great potential. Despite the good results obtained so far, there are still several key issues for the sustainable development of the activity, including management techniques, lack of regulation and opposition to activity focused on the misperception of its potential polluter, these being only some of the challenges that need to be overcome. This study sought to replace the unsustainable management practices currently used, providing bases of understanding for the producers; to evaluate the possible impacts of cobia ongrowing near the coast; to formulate predictives deposition and dispersion models and to present a methodology that to define areas for marine aquaculture and consequently to select the most appropriate areas, thus contributing to the responsible development of the marine fish culture on the south coast of Rio de Janeiro. There were no negative effects on the productive performance and there was an improvement in the environmental efficiency in the substitution of the use of the regularly used wet diets, being this methodology able to demonstrate to the producers the benefits of its replacement. Regarding the environmental impacts of crops, the effects of nutrient discharges on water quality and their secondary complications are minimal and have remained within normal environmental parameters and legal limits in Brazil. In the sediment the impacts were also minimal, there were no accumulations of TOC and no changes in the communities. Sedimentation was more concentrated below the tanks and the maximum deposition rates of M.O and TOC verified in situ and predicted in the model were characterized as low impact. The total number of areas identified as suitable and most suitable is enough to guarantee the implantation and expansion of marine fish culture on the southern coast of Rio de Janeiro. For the better application of sustainable guidelines, the adoption of limited production areas, especially based on the carrying capacity, is suggested.

INTRODUÇÃO GERAL

A piscicultura Marinha e seus impactos

As projeções do Banco Mundial para o ano de 2030 indicam que a demanda global por pescado irá atingir até 187 milhões de toneladas, com a produção aquícola igualando a produção pesqueira global (World Bank, 2013). Além disso as projeções indicam um aumento na população mundial chegando a 9.7 bilhões de pessoas em 2050 e por isso, a produção aquícola pode contribuir para a seguridade alimentar do planeta (Naylor *et al.*, 2000; UN, 2017).

Embora a maioria da aquicultura em todo o mundo seja feita em sistemas de água doce, o uso de ecossistemas costeiros e mar aberto para a aquicultura aumentará substancialmente, colocando ainda mais as pressões ambientais sobre seus ecossistemas, produtos e serviços (Ross et al., 2013).

Em 2014, a produção total da maricultura no planeta atingiu 26.7 milhões de toneladas e foi valorada em 46.9 bilhões de dólares, vivenciando aumentos consecutivos de 4% e 8%, nos últimos cinco anos (FAO, 2016). Hoje quase toda maricultura mundial é feita onshore, o que significa que está situada ou é feita próxima a costa. Essas produções estão instaladas sob áreas costeiras protegidas, em águas rasas com baia energia hidrodinâmica (FAO, 2012; Kapetsky *et al.*, 2013; Edwards, 2015).

Ao redor do mundo, a disponibilidade de áreas adequadas para aquicultura vem se tornando uma grande questão em termos de desenvolvimento e expansão do setor. Essa disponibilidade não se refere somente a questão especial e termos absolutos, mas também a competição com outras atividades econômicas mais estabelecidas (Gimpel *et al.*, 2015; Hofherr *et al.*, 2015).

Intervenções externas destinadas a estimular o crescimento aquicultura têm sido muitas vezes impulsionadas por objetivos de curto prazo e limites geopolíticos, sem prestar atenção suficiente para outros critérios-chave para o sucesso da atividade, muitas vezes resultando em limitado desenvolvimento e sustentabilidade (Ross et al., 2013).

Knapp e Rubino (2016) afirmam que processos regulatórios tem um papel fundamental em determinar qual o máximo potencial de desenvolvimento da maricultura. A demora dos processos de arrendamento e os próprios riscos da atividade afastam os investidores e esses são alguns dos desafios que devem ser superados.

Mudanças no marco regulatório levaram a uma abordagem mais rigorosa a concessão de licenças em vários países (União Europeia, Canadá, República do Chile e dos Estados Unidos da América). No entanto, somente em alguns destes países houve realmente uma preocupação com a avaliação da capacidade de suporte no sistema de escala, ou seja, definir e quantificar potenciais zonas de aquicultura como um passo inicial antes de licenciar as operações aquícolas em escala local (Ross et al., 2013).

Embora as questões sociais e produtiva também estejam entre as preocupações a respeito da atividade, os processos ecológicos tem um papel significativo na expansão da aquicultura, sobretudo porque interações ecossistêmicas adversas podem causar um retorno negativo tanto da sociedade quanto no potencial produtivo (Stigebrandt, 2011).

Na maioria dos países europeus, antes de se produzir peixes em tanques-rede no mar, estudos de impacto ambiental focados em mudanças bióticas e abióticas são necessários para que sejam cumpridas as medidas regulatórias que limitam os impactos ambientais resultantes. Em outros países ao redor do mundo, a quantidade de efluentes liberados pelos cultivos em mar e seus limites, já vem sendo estudados e estabelecidos (Price *et al.*, 2015; Besson *et al.*, 2017).

Atualmente a maior questão levantada e controversa sobre os cultivos de peixes em tanques-rede, é a quantidade de resíduo gerado pela fazenda, incluindo aí, ração não consumida, fezes e excretas nitrogenadas, produtos químicos, micro organismos e parasitas (Price *et al.*, 2015; Ballester-Moltó *et al.*, 2017). O nível do impacto ambiental decorrentes dos nutrientes dissolvidos (fósforo, nitrogênio, carbono orgânico, e óleos liberados pela ração) depende da sua quantidade antes da assimilação pelo ecossistema pelágico (White *et al.*, 2017).

A maioria das pesquisas documenta mudanças significativas nos atributos físicos, químicos e biológicos do sedimento e coluna d´agua, incluindo aumento da matéria orgânica (MO) e alterações composicionais do sedimento abaixo dos tanques-redes, alteração na química orgânica e inorgânica do sedimento e da água, alteração na abundância, biomassa e biodiversidade do micro, meio e macro comunidade bentônica, mudanças nos padrões de distribuição, da abundância e da produção do fito e zooplâncton (Sarà *et al.*, 2011; Farmaki *et al.*, 2014; Ballester-Moltó *et al.*, 2017; Salvo, Mersereau*, et al.*, 2017).

A extensão dessas mudanças vem sendo geralmente observadas em escalas espaciais que variam entre pouco até algumas centenas de metros da borda dos tanque-rede, embora já tenha sido

notado possíveis impactos em escalas mais distantes (Sarà *et al.*, 2011; Challouf *et al.*, 2017; Srithongouthai e Tada, 2017; White *et al.*, 2017).

O impacto no leito marinho decorrente da deposição de sólidos (resíduo de ração e fezes) é o efeito mais óbvio dos cultivos de peixes marinhos, com severos efeitos geralmente restritos a uma área localizada. Onde a taxa de deposição da MO excede a sua capacidade natural de degradação no sedimento, uma camada de resíduo será assentada e irão ocorrer mudanças bióticas e abióticas, um impacto geralmente quantificado em termos de níveis de mudanças e a extensão espacial nas quais a comunidade bentônica é alterada (Ballester-Moltó *et al.*, 2017; Di Marco *et al.*, 2017; Filgueira *et al.*, 2017; Mahmood *et al.*, 2017; Salvo, Dufour, *et al.*, 2017; Salvo, Mersereau, *et al.*, 2017; Srithongouthai e Tada, 2017; Suplicy *et al.*, 2017; White *et al.*, 2017).

Em relação aos nutrientes lançados na coluna d´agua, a quantidade excretada já está bem documentada, oscilando entre espécies, habitats e tipo de alimento e por mais que geralmente o nitrogênio seja o nutriente limitante em águas marinhas, a tendência de aumento do fósforo, também é motivo de preocupação por conta da produção primaria, que em alguns ambientes marinhos é limitado pela disponibilidade desse nutriente (Price *et al.*, 2015).

Capacidade de Suporte.

Capacidade de suporte é um conceito que ajuda a definir os limites máximos de produção aquícola dado os limites ambientais e aceitabilidade social da aquicultura, evitando assim, "mudança inaceitável" para o ecossistema natural e as funções sociais e estruturas. Em termos gerais, pode ser definida como o nível de utilização de recursos tanto por seres humanos ou animais que podem ser sustentados em longo prazo pelo poder regenerativo natural do meio ambiente (Stigebrandt. 2011; Cromey et al., 2002; Ross et al., 2013)

Para que a aquicultura marinha ser considerada como sustentável é necessário que o ambiente providencie certas condições: as correntes devem trazer continuamente oxigênio e ao mesmo tempo manter a qualidade da água boa, transportando resíduos dissolvidos e particulados. Além disso, o ambiente circundante deve ter a capacidade de dispersar e assimilar o efluente, de modo que os efeitos ambientais indesejáveis não ocorram (Ross et al., 2013).

Antes de aquicultura estar estabelecida em uma determinada área, a capacidade de suporte deve ser estimada utilizando modelos adequados, juntamente com dados representativos de observação da área e as normas ambientais em vigor, como também padrões ideais para o cultivo (Ross et al., 2013).

Não há outra maneira de estimar a capacidade de suporte de um local se não durante a fase de planejamento, mas uma vez a atividade estabelecida, o monitoramento pode mostrar se o impacto real viola as normas de qualidade ambiental em vigor (Stigebrandt. 2011).

A capacidade de suporte é um componente importante para sustentabilidade ambiental da atividade, mas definir o que se entende por capacidade de carga, como avaliá-lo e como implementar padrões não é uma questão simples. Tradicionalmente vem sendo estimada usando um ou mais parâmetros das normas ambientais em vigor (Stigebrandt, 2011), mas frequentemente alguns fatores são mais importantes do que outros e uma lógica pode ser desenvolvida para as diferentes categorias se reunirem, tendo em conta os diferentes graus de importância definidos por prioridades e políticas nacionais ou locais.

O ponto de partida para decidir como lidar com os vários componentes da seleção de locais e a capacidade de suporte vai depender da natureza do problema e o nível em que está a ser avaliada (Ross et al., 2013). Gibbs (2007) discutiu uma série de questões relacionadas com quatro definições de cálculo da capacidade de suporte: física, baseada na adequação para desenvolvimento de certa atividade levando em conta fatores físicos do ambiente e sistemas de produção; produtiva, estima a produção máxima considerada em escala de cultivo; ecológica, total da produção que pode ser suportado sem mudanças aos processos ecológicos, espécies, populações e comunidades no ambiente e social, definida como o total que pode ser desenvolvido sem afetar os aspectos sociais.

McKindsey et al. (2006) propuseram uma estrutura hierárquica para determinar a capacidade de suporte de uma dada área, onde a primeira fase, envolve a determinação da capacidade de suporte físico ou a adequação de um local de acordo com as condições naturais, e as necessidades do sistema de cultivo e das espécies, seguido pelo cálculo da capacidade de suporte para a área de produção disponível, usando modelos matemáticos.

Mundialmente a partir da década de 1990, as determinações de capacidade de suporte do cultivo de peixes em tanques-rede foram feitas utilizando-se modelos estatísticos baseados em dados empíricos (Beveridge, 1996) e ao longo da última década, inúmeros modelos de simulação têm sido desenvolvidos (Byron Costa, e Pierce, 2012). Esses modelos utilizam informações de profundidade, velocidade da corrente, a direção da corrente, a quantidade de alimento ofertado, conversão alimentar, crescimento, taxa de sedimentação do alimento e composição do alimento prevendo a deposição dos resíduos das gaiolas (Cromey et al., 2002; Stigebrandt, 2011; Ransel et al., 2010; Ross et al., 2013).

Modelos matemáticos da capacidade de suporte, podem ser formulados através de modelos dinâmicos que mostram mudança ao longo do tempo em um determinado local e são diretamente codificados para formar um produto, frequentemente um software com único objetivo comercial (Ross et., 2013; Ransel et al., 2010).

Situação da piscicultura marinha no Brasil

Entre as espécies com destaque na maricultura mundial, o cultivo do bijupirá *(Rachycentron canadum)* foi iniciado no Brasil em tanque-rede offshore na região Nordeste, mas prosperou na região sudeste em condições nearshore, encorajadas por bons resultados em cultivos experimentais (Sampaio *et al.*, 2011). No Rio de Janeiro, os cultivos estão localizados no litoral sul, dentro da Baía da Ilha Grande e durante seu período inicial é alimentado com uma dieta úmida, baseada no excedente de sardinha (*Sardinella* spp.) gerada pela indústria da pesca de cerco, um recurso com uma qualidade nutricional boa e de grande disponibilidade (Rombenso *et al.*, 2016).

Apesar dos bons resultados obtidos até o momento, a disponibilidade de um alimento aquático formulado, com alta qualidade e efetividade e substituição de dietas úmidas ou *in natura* por conta das sérias implicações para o ambiente e sistema de cultivo (New, 1996; Liao *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2007; Nhu *et al.*, 2011) é primordial para o desenvolvimento sustentável da piscicultura, mas para isso é necessário garantir que os produtores possam compreender seus benefícios e possa adotá-la.

Oura questão que diretamente envolvida com a atividade é a regulamentação. Na legislação brasileira atual a CONAMA 357 que dispõe sobre as classificações dos corpos d´agua e diretrizes ambientais para seu enquadramento, (Conama, 2005), a criação de peixes carnívoros em tanques rede marinhos é enquadrada como atividade impactante e deve respeitar os limites correspondentes a sua classificação. Contudo, estes padrões só levam em consideração a qualidade da água, sem entanto levar em consideração características da espécie, do local ou do tipo de alimento, nem o impacto direto sobre o leito, o que limita seu entendimento sobre seus reais efeitos.

Knapp e Rubino (2016) relatam que nos Estados Unidos da América (EUA), a oposição a atividade é feita por grupos nacionais e locais principalmente por conta da percepção equivocada que a maricultura causará poluição e prejudicará os ecossistemas marinhos. E da mesma forma que no Brasil políticas locais limitam a atividade a uma escala abaixo do seu potencial, sendo políticas regulatórias consideradas críticas para o desenvolvimento da atividade.

No Brasil, as discussões sobre os melhores locais para o desenvolvimento da maricultura iniciariam em 2003 quando o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) começou a promover discussões e reuniões de planejamento dos Planos Locais de Desenvolvimento da Maricultura (PLDMs), que são uma ferramenta para a demarcação de parques aquáticos (áreas reservadas pelo estado para o desenvolvimento da maricultura, que podem conter várias áreas aquáticas) e as área aquáticas, que são áreas arrendadas por indivíduos ou grupos para o desenvolvimento da aquicultura (Brasil, 2004).

Entretanto, após dez anos somente o estado de Santa Catarina, maior produtor de moluscos bivalves finalizou seu PLDM. Hoje no Rio de Janeiro centenas de indivíduos ainda conduzem a atividade sem uma permissão legal definitiva, entretanto as autoridades estão sensatamente aguardado que os produtores irão obtê-la em breve (Scott, 2013; Suplicy *et al.*, 2017; Vianna e Filho, 2018).

Até o momento não existem dados publicados que sugiram um planejamento espacial específico para o desenvolvimento da piscicultura marinha sustentável na Baia da Ilha Grande e sua vizinha Baia de Sepetiba (Rio de Janeiro) e nem estudos de monitoramento ou modelos numéricos que indiquem a existência ou extensão das mudanças no ambiente em razão dos cultivos de peixes marinhos em tanque rede, nas condições locais.

Assim se torna evidente que reunir estas informações pode significar um primeiro passo para o sucesso do desenvolvimento da atividade da piscicultura marinha no litoral sul fluminense, resolvendo questões regulatórias que limitam o potencial da atividade, atraindo investidores e dando segurança jurídica aos que já estão instalados, aliando tudo isto com objetivos de longo prazo e visão integrada entre processos ecológicos e sociais, guiando a atividade por diretrizes sustentáveis.

HIPÓTESES

O uso de uma ração específica, formulada e extrusada é melhor aproveitada, ambientalmente mais eficiente sem prejuízos no desempenho produtivo quando comparada a ração úmida regularmente utilizada nos cultivos de bijupirá no litoral sul fluminense.

O monitoramento ambiental dos possíveis impactos do cultivo do bijupirá em tanques-rede instalados na Baía da Ilha Grande, na região sudeste do Brasil e a formulação de modelos preditivos de dispersão e deposição de carbono orgânico total, são ferramentas uteis a fim de gerar subsídios técnicos a respeito do desenvolvimento responsável da piscicultura marinha no Brasil.

A integração de SIG, sensoriamento remoto e um modelo hidrodinâmico são ferramentas úteis que podem ser usadas para definir as melhores áreas para a instalação de cultivos de bijupirá e identificar Áreas Aquáticas pela costa do Brasil, onde ainda não foi implementado o PLDM.

OBJETIVOS

OBJETIVOS GERAIS

Propor diretrizes para o desenvolvimento responsável da piscicultura marinha no litoral sul fluminense.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Capitulo 1:

Avaliar a performance zootécnica e a eficiência ambiental da substituição de uma dieta úmida, por uma dieta formulada nas fases iniciais de um cultivo do bijupirá em tanques rede onshore.

Capitulo 2:

Determinar o aporte de nutrientes, de matéria orgânica e de carbono orgânico total através do monitoramento ambiental de uma tanques-rede de cultivo do Bijupirá (*Rachycentron canadum*) durante uma fase de engorda, avaliando e mensurando seus impactos ambientais na água e no solo ao redor do centro do tanques-rede.

Desenvolver um modelo preditivo baseado nas características de manejo do cultivo, da espécie, da liberação de efluentes, das correntes marinhas, da profundidade e dos impactos diretos no leito marinho, a fim de se calcular a capacidade de suporte da Baia da Ilha Grande e da Baia de Sepetiba

Capitulo 3:

Avaliar os possíveis efeitos sobre a comunidade bentônica através do monitoramento ambiental de tanques-rede de cultivo do Bijupirá (*Rachycentron canadum*), avaliando e mensurando seus impactos ambientais no solo ao redor do centro do tanque-rede

Capitulo 4:

Selecionar áreas ideais para o desenvolvimento da piscicultura marinha no Rio de Janeiro através de SIG, levando em conta as condições físicas, ecológicas, econômicas e sociais da região.

REFERÊNCIAS

BALLESTER-MOLTÓ, M. et al. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? **Marine Pollution Bulletin,** v. 119, n. 1, p. 23-30, 2017. ISSN 0025-326X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17302102 >.

BESSON, M. et al. Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. **PLOS ONE,** v. 12, n. 3, p. e0173131, 2017. Disponível em: < https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173131 >.

BYRON, C. J.; COSTA-PIERCE, B. A. **Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture**. Expert Workshop on Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture. ROSS, L.;TELFER, T., *et al*. Institute of Aquaculture, University of Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 21**:** 283 p. 2013.

CHALLOUF, R. et al. Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir Bay (eastern coast of Tunisia). **Aquaculture International,** v. 25, n. 6, p. 2275-2292, 2017. ISSN 1573-143X. Disponível em: < https://doi.org/10.1007/s10499-017-0187-1 >.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da União: Imprensa Nacional. 53**:** 58-63 p. 2005.

CROMEY, C. J. et al. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. **Aquaculture Environment Interactions,** v. 2, p. 157-176, 2012.

DI MARCO, P. et al. Insights into organic farming of European sea bass Dicentrarchus labrax and gilthead sea bream Sparus aurata through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. **Aquaculture,** v. 471, n. Supplement C, p. 92-105, 2017/03/20/ 2017. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848617300650 >.

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. **Aquaculture,** v. 447, p. 2-14, 2015. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848615000605 >.

FAO. **Fisheries and aquaculture software.** . FishStat Plus - Universal software for fishery statistical time series. DEPARTMENT, F. F. A. A. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations 2012.

_____. **FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics. 2014/FAO annuaire**. FAO. Rome, Italy: FAO**:** 76 p. 2016.

FARMAKI, E. G. et al. Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. **Science of The Total Environment,** v. 485-486, n. Supplement C, p. 554-562, 2014. ISSN 0048-9697. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971400477X >.

FILGUEIRA, R. et al. Vertical particle fluxes dominate integrated multi−trophic aquaculture (IMTA) sites: implications for shellfish-finfish synergy. **Aquaculture Environment Interactions,** v. 9, p. 127-143, 2017. Disponível em: < http://www.int-res.com/abstracts/aei/v9/p127-143/ >.

GIBBS, M. T. Sustainability performance indicators for suspended bivalve aquaculture activities. **Ecological Indicators,** v. 7, n. 1, p. 94-107, 2007. ISSN 1470-160X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X05001159 >.

GIMPEL, A. et al. A GIS modelling framework to evaluate marine spatial planning scenarios: Co-location of offshore wind farms and aquaculture in the German EEZ. **Marine Policy,** v. 55, p. 102-115, 2015. ISSN 0308-597X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308597X15000238 >.

HOFHERR, J.; NATALE, F.; TRUJILLO, P. Is lack of space a limiting factor for the development of aquaculture in EU coastal areas? **Ocean & Coastal Management,** v. 116, p. 27-36, 2015. ISSN 0964-5691. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569115001635 >.

KAPETSKY, J. M.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; JENNESS, J. **A global assessment of offshore mariculture potential from a spatial perspective**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013. 211 ISBN 9251073899

KIM, J. H. et al. Detection of major bacterial and viral pathogens in trash fish used to feed cultured flounder in Korea. **Aquaculture,** v. 272, n. 1–4, p. 105-110, 2007. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848607009106 >.

KNAPP, G.; RUBINO, M. C. The Political Economics of Marine Aquaculture in the United States. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture,** v. 24, n. 3, p. 213-229, 2016. ISSN 2330-8249. Disponível em: < https://doi.org/10.1080/23308249.2015.1121202 >.

LIAO, I. C. et al. Cobia culture in Taiwan: current status and problems. **Aquaculture,** v. 237, n. 1–4, p. 155-165, 2004. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848604001656 >.

MAHMOOD, T. et al. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters. **Aquaculture International,** v. 25, n. 1, p. 71-85, 2017. ISSN 1573-143X. Disponível em: < https://doi.org/10.1007/s10499-016-0014-0 >.

MCKINDSEY, C. W. et al. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. **Aquaculture,** v. 261, n. 2, p. 451-462, 2006. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004484860600487X >.

NAYLOR, R. L. et al. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature,** v. 405, n. 6790, p. 1017-1024, 2000. ISSN 0028-0836. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1038/35016500 >.

NEW, M. Responsible use of aquaculture feeds. **Aquaculture Asia,** v. 1, n. 1, p. 3-4, 1996. ISSN 0859-600X.

NHU, V. C. et al. Cobia Rachycentron canadum aquaculture in Vietnam: Recent developments and prospects. **Aquaculture,** v. 315, n. 1–2, p. 20-25, 2011. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848610004461 >.

PRICE, C. et al. Marine cage culture and the environment: Effects on water quality and primary production. **Aquaculture Environment Interactions,** v. 6, p. 151-174, 2015.

RENSEL, J. et al. Offshore finfish mariculture in the Strait of Juan de Fuca. **Bulletin of Fisheries Research Agency,**, United States**,** v. 19, p. 113:129, 2007. Disponível em: < https://www.osti.gov/servlets/purl/922564 >.

RENSEL, J. E.; KIEFER, A. D.; O´BRIEN, F. **Modeling Water Column and Benthic Effects of Fish Mariculture of Cobia (Rachycentron canadum) in Puerto Rico: Cobia AquaModel**. The National Oceanic and Atmospheric Administration. Washington, D.C, p.60 pp. 2007

ROMBENSO, A. N. et al. Culture of Caranx species [Horse-eye Jack Caranx latus (Agassiz), Blue Runner Caranx crysos (Mitchill), and Crevalle Jack Caranx hippos (Linnaeus)] in near-shore cages off the Brazilian coast during colder months. **Aquaculture Research,** v. 47, n. 5, p. 1687-1690, 2016. ISSN 1365-2109. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1111/are.12629 >.

ROSS, L. G. et al. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. In: ROSS, L. G.;TELFER, T. C., *et al*, Expert Workshop on Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture, 2013, Institute of Aquaculture, University of Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010. p.283.

SALVO, F.; DUFOUR, S. C.; HAMOUTENE, D. Temperature thresholds of opportunistic annelids used as benthic indicators of aquaculture impact in Newfoundland (Canada). **Ecological Indicators,** v. 79, n. Supplement C, p. 103-105, 2017. ISSN 1470-160X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17301747 >.

SALVO, F. et al. Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. **Ecological Indicators,** v. 76, n. Supplement C, p. 207-218, 2017. ISSN 1470-160X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17300250 >.

SAMPAIO, L. A. et al. Culture of cobia Rachycentron canadum (L) in near-shore cages off the Brazilian coast. **Aquaculture Research,** v. 42, n. 6, p. 832-834, 2011. ISSN 1365-2109. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02770.x >.

SARÀ, G. et al. Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. **Marine Environmental Research,** v. 71, n. 5, p. 317-324, 2011. ISSN 0141-1136. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113611000341 >.

SCOTT, P. C. **Regional and national factors relevant to site selection for aquaculture in the Federative Republic of Brazil**. Expert Workshop on Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture. ROSS, L.;TELFER, T., *et al*. Institute of Aquaculture, University of Stirling,

the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 21**:** 283 p. 2013.

SRITHONGOUTHAI, S.; TADA, K. Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). **Aquaculture,** v. 471, n. Supplement C, p. 140-145, 2017. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848617301357 >.

STIGEBRANDT, A. Carrying capacity: general principles of model construction. **Aquaculture Research,** v. 42, p. 41-50, 2011. ISSN 1365-2109. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02674.x >.

SUPLICY, F. M. et al. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development in Santa Catarina State, south Brazil. **Reviews in Aquaculture,** v. 9, n. 2, p. 107-124, 2017. ISSN 1753-5131. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1111/raq.12107 >.

UN. **World Population Prospects: The 2017 Revision, Highlights and Advance Tables (Working Paper No. ESA/P/WP. 248)**: New York: United Nations Publications 2017.

VIANNA, L. F. D. N.; FILHO, J. B. Spatial analysis for site selection in marine aquaculture: An ecosystem approach applied to Baía Sul, Santa Catarina, Brazil. **Aquaculture,** v. 489, p. 162-174, 2018. ISSN 0044-8486. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848617325589 >.

WHITE, C. A. et al. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. **Marine Pollution Bulletin,** v. 120, n. 1, p. 309-321, 2017. ISSN 0025-326X. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17304289 >.

WORLD BANK. **Fish to 2030 : Prospects for Fisheries and Aquaculture**. World Bank. Washington, DC. 2013

CAPÍTULO 1.

Substituição de uma dieta úmida para promover o cultivo sustentável do Bijupirá em sistemas nearshore no Brasil.

Artigo aceito para publicação: LANDUCI, F. S.; ROMBENSO, A. N. ; PONTES, M. D. ; PEREIRA, M. M. ; ELLER, G. ; ARAUJO, B. C. ; POERSCH, L. H. S. . Common moist diet replacement to promote sustainable Cobia Rachycentron canadum (Linnaeus) nearshore ongrowing in Brazil. SCIENTIA AGRICOLA JCR, 2018.

Submetido: 20/6/2017

Aceito: 17/11/2017

Observação: *Foi incluído um resumo em português. Durante a transcrição para esta tese as imagens e tabelas foram colocadas no corpo do texto para uma melhor compreensão. As referências bibliográficas, foram mantidas na formatação indicada pelos editores.*

O anexo 1 corresponde ao artigo submetido para a revista Aquaculture.

RESUMO EXPANDIDO:

O bijupira é uma das espécies mais promissoras da aquicultura em mares quentes. No Brasil, o cultivo da espécie se iniciou em 2008. No estado do Rio de Janeiro, a partir de iniciativas experimentais a longo dos anos, vem se consolidando atingindo uma escala produtiva. A atividade é conduzida em tanques rede, instalados próximo à costa e baseada numa alimentação com peixes frescos ou congelados, composta principalmente de sardinha (*Sardinella* sp.).

Apesar dos resultados encorajadores, a substituição dessa dieta baseada em peixe por uma ração formulada, deve ser estimulada, por conta das sérias implicações para o ambiente e para o sistema de cultivo, que incluem aumento do aporte de nutrientes, risco de contaminação, aumento da incidência de patógenos, qualidade nutricional variável e alta taxa de conversão alimentar, para a promoção do cultivo sustentável do bijupirá.

Este experimento avaliou a desempenho zootécnica (taxa de sobrevivência, ganho de peso, taxa de crescimento especifico, consumo alimentar, fator de conversão alimentar, índice hepatossomático, índice viscerossomático, deposição proteica, consumo proteico, eficiência proteica e custo de produção por quilo) e a eficiência ambiental (aporte de nitrogênio, retenção de nitrogênio, perda de nitrogênio por mortalidade e excreção de nitrogênio) de dietas úmida e formulada nas fases iniciais de cultivo do bijupirá em tanques-rede próximos à costa.

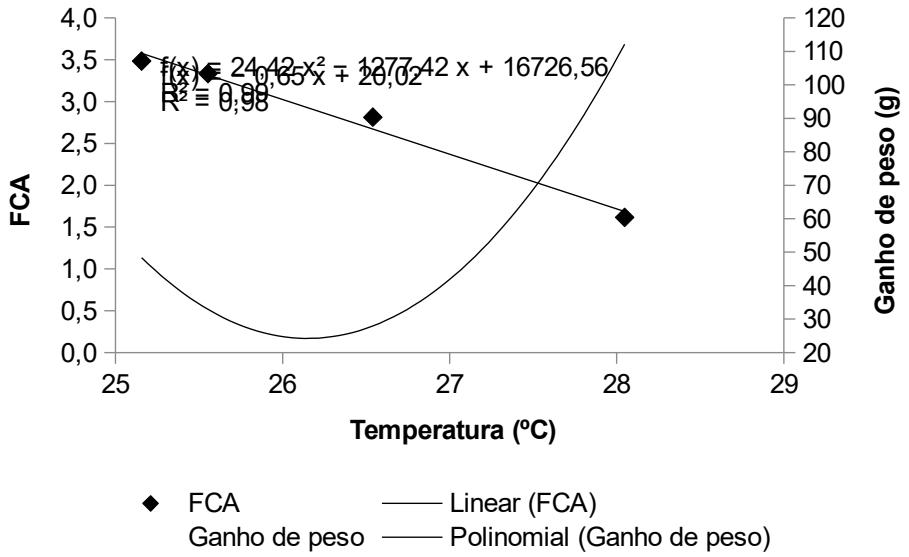
420 juvenis de bijupirá (151 ± 7 g) foram alimentados com uma dieta úmida e outra dieta formulada durante 56 dias. Biometrias foram feitas a cada duas semanas e as dietas foram analisadas em relação a sua composição proximal (proteína bruta, lipídeo bruto, cinzas e extrato etéreo), ao perfil dos ácidos graxos e qualidade dos pellets.

Tabela 2 – Desempenho zootécnico e composição bromatológica dos juvenis de bijupirá alimentados com dietas experimentais em cultivo *onshore*. Valores estão apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com letras diferentes são significativamente diferentes ($p < 0,05$).

	Ração úmida	Ração formulada	Valor de *p*
Peso inicial (g)	146 ± 8,9	155 ± 13,9	0,1141
Peso final (g)	367 ± 37,6	380 ± 27,9	0,3261
Ganho de peso (g)	221 ± 37,0	225 ± 50,0	0,5704
Taxa de crescimento específico dia (% base úmida d^{-1})	1,64 ± 0,19	1,59 ± 0,09	0,7535
Consumo (% base seca d^{-1})	27,87 ± 0,19	7,35 ± 0,04[b]	0,0005

Fator de conversão alimentar (base seca)	3,21 ± 1,21	1,54 ± 0,26[b]	0,0001
Sobrevivência (%)	94 ± 5	96 ± 4	0,6777
Índice hepatossomático	3,7 ± 1	3,4 ± 1	0,5119
Índice Viscerossomático	12,51 ± 2	10,83 ± 3	0,1934
Densidade de estocagem inicial (kg m^{-3})	4,28 ± 0,33	4,45 ± 0,05	0,5428
Proteína bruta no músculo – PB (%)	23,23 ± 2,76	23,62 ± 1,09	0,6567
Lipídeo bruto no músculo – LB (%)	4,19 ± 0,57	3,76 ± 0,49	0,1783
Cinzas no músculo – ASH (%)	3,38 ± 0,31	3,50 ± 0,90	0,8011
Umidade no músculo (%)	72,63 ± 0,67	71,53 ± 1,36	0,2545
Custo de produção por kg produzido (US$ kg^{-1})	2,12 ± 0,80	2,55 ± 0,44	0,0737

O peso médio final foi equivalente entre os tratamentos, porém o consumo e a taxa de conversão alimentar diferentes (P<0,05), variando de acordo com a temperatura (Figura 1).



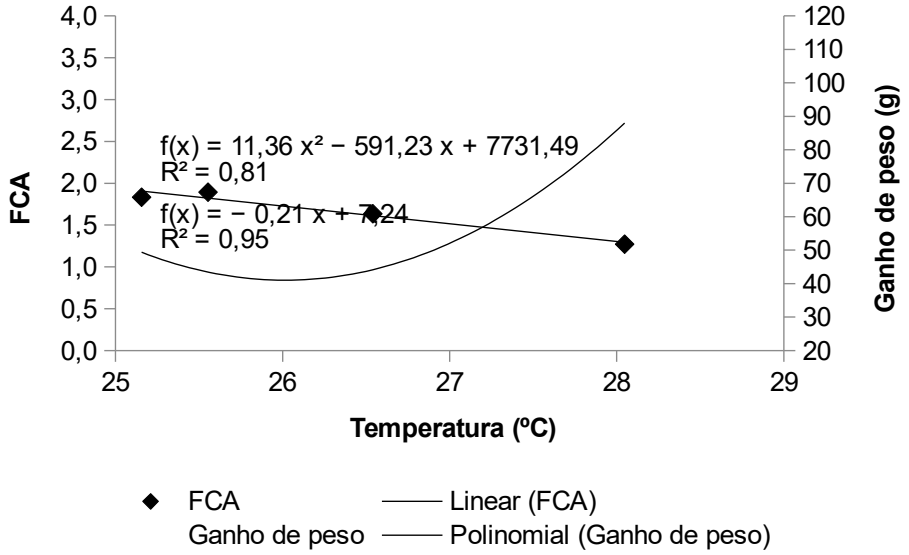


Figura 1 – Regressão linear e quadrática entre fator de conversão alimentar (FCA) em base seca, ganho de peso (g) e a temperatura da água (ºC) de bijupirás alimentados com ração úmida (A) e ração formulada (B).

Os peixes alimentados com ação úmida exibiriam FCA duas vezes mais alto que aqueles alimentados com a ração formulada. A elevada velocidade de afundamento e a baixa flutuabilidade contribuiu com a alta heterogeneidade e baixa eficiência do alimento úmido.

A taxa de excreção de nitrogênio foi reduzida (64%) e a taxa de eficiência proteica foi elevada (27%) no grupo alimentado com a dieta formulada em comparação aqueles alimentados com dieta úmida (79% e 15%, respectivamente).

Tabela 5 – Balanço de nitrogênio do cultivo de juvenis de *Rachycentron canadum L* alimentado com as dietas experimentais. Médias com diferentes letras são significativamente diferentes ($p < 0,05$).

	Alimento úmido (mg g d^{-1})	Alimento formulado (mg g d^{-1})	*p* value
Entrada de nitrogênio (N_I)	2,75 ± 0,37	1,49 ± 0,10[b]	0,0056
Retenção de nitrogênio (N_R)	0,40 ± 0,03	0,40 ± 0,01	0,7644
Nitrogênio perdido por mortalidade (N_M)	0,07 ± 0,08	0,09 ± 0,13	0,8780
Nitrogênio excretado (N_E)	2,27 ± 0,31	1,00 ± 0,053[b]	0,0035
Balanço de nitrogênio $N_I = N_R - N_M - N_E$	$100N_I = 15N_R - 3N_M - 82N_E$	$100N_I = 27N_R - 6N_M - 67N_E$	

O perfil dos ácidos graxos dos filés foi similar entre os grupos e refletiu o perfil dos ácidos graxos dos alimentos. Sem efeitos negativos na substituição de uma dieta úmida por uma formulada na performance produtiva e uma melhoria da eficiência ambiental, este trabalho pode ser aplicado e recomendado globalmente, contribuindo assim com a intensificação sustentável dos cultivos de peixes marinhos.

ANEXO 1.

SA-2017-0320

Running title: Promoting sustainable cobia aquaculture

Manuscript category: Ecology

Common moist diet replacement to promote sustainable Cobia *Rachycentron canadum* (Linnaeus) nearshore ongrowing in Brazil.

Felipe Schwahofer Landuci[1,4]*, Artur Nishioka Rombenso[2], Marcelo Duarte Pontes[1], Marcelo Pereira Maia[1], Gisele Eller[1], Bruno Cavalheiro Araujo[3], Luís Henrique da Silva Poersch[4]

[1]Fisheries Institute of Rio de Janeiro – Research and Production Dept., Av. das Américas, 31501 – 23032-051 – Rio de Janeiro, RJ – Brazil.

[2]Autonomous University of Baja California/Oceanology Research Institute – Lab. of Nutrition and Digestive Physiology, C.P. 22860 – Ensenada, BCN – Mexico.

[3]University of São Paulo/Biosciences Institute – Lab. of Metabolism and Reproduction of Aquatic Organisms, R. do Matão, 101 – 05508-900 – São Paulo, SP – Brazil.

[4]Federal University of Rio Grande/Oceanography Institute – Marine Aquaculture Station, R. do Hotel, 02– 96210-030 – Rio Grande, RS – Brazil.

*Corresponding author <felipeslanduci@gmail.com>

Edited by: Gerson Barreto Mourão

Received June 20, 2017

Accepted November 17, 2017

Abstract

Cobia is one of the most promising warm water aquaculture species. In Brazil, cobia farming started in 2008 in Rio de Janeiro State from experimental scale facilities to regular nearshore farms based on fresh-frozen fish diets composed mostly of *Sardinella* sp. Despite the encouraging results, to promote sustainable cobia farming, the replacement of fresh-frozen fish with a practical formulated feed should be stimulated. This experiment evaluated the zootechnical performance and environmental efficiency of moist and practical formulated feeds in early grow-out phases of cobia nearshore cage culture. 420 juveniles cobia (151 ± 7 g) were fed with moist feed and practical formulated feed for 56 days. Biometrics were taken every two weeks and diets were analyzed for proximate composition, fatty acid composition and pellet quality. Although growth performance was equivalent between treatments, feed consumption and feed conversion ratio (FCR) were different ($p < 0.05$) and varied according to water temperature. Cobia fed moist feed exhibited a FCR two times higher than those fed formulated feed. Elevated settling speed and low floatability contributed to higher heterogeneity and lower efficiency of fish fed moist diet. Nitrogen excretion rate was reduced (64%) and protein efficiency ratio was elevated (27%) within formulated diet group in comparison to those fed moist diet (79% and 15%, respectively). Fatty acid profile of cobia muscle was similar between groups. Without negative effects of diet substitution on production performance and improvement of environmental efficiency, this approach can be applied and advocated globally contributing to the responsible intensification of sustainable marine fish culture.

Keywords: aquaculture, environmental efficiency, protein efficiency ratio, nitrogen discharge, marine fish farming

Introduction

Cobia aquaculture started in Taiwan in the 90's, and its expansion occurred after the development of massive fingerling production technology in 1997, spreading in the following years to other Asian countries and western hemisphere (Benetti et al., 2010; Liao et al., 2004; Nhu et al., 2011) Although Cobia cultured in offshore net cage systems generally rely on formulated feeds (Liao et al., 2004), most traditional nearshore Cobia production is still based on trash fish (Petersen et al., 2015).

Moist and fresh-frozen fish-based diets are still an important feed source for marine fish culture in Asian countries (Bunlipatanon et al., 2014), however, substitution to formulated feeds has been stimulated, due to its serious implication towards the environment and the culture system, that includes increase of nutrient input, risk of contamination, rise of pathogen incidence, variable nutritional quality and higher related feed conversion ratio (Kim et al., 2007; Liao et al., 2004; New, 1996; Nhu et al., 2011).

In Brazil, Cobia farming started in offshore net cages in the northeastern region, but prospered in the southern region in nearshore systems, encouraged by experimental ongrowing results (Sampaio et al., 2011). In Rio de Janeiro, during the early grow-out period, Cobia are fed moist diets based on *Sardinella* sp. surplus generated by the trawl fisheries industry, which is a good nutritional quality resource with great availability (Rombenso et al., 2016).

Despite the positive results achieved so far, the availability of a high quality cost-effective formulated aquafeed is paramount to guarantee a sustainable development allied to economic feasibility of Cobia nearshore cage culture, but issue is how to achieve a successful transition specially with operational comprehension by producers about the benefits of practical formulated diets.

Accordingly, this experiment aimed to evaluate zootechnical performance and environmental efficiency of moist to practical formulated feed substitution in early grow-out phases of Cobia nearshore cage culture, providing reliable subsidies to encourage farmers to adopt this switch.

Materials and Methods

Experimental structures and animals

Juvenile Cobia weighing an average of 3 g were acquired from commercial producer in Ilha Bela, São Paulo, Brazil (23°51'36.92" S; 45°25'41.86" W; 16 m altitude) and transported to a marine fish facility in Angra dos Reis, Rio de Janeiro State, Brazil (23°6'50.83" S; 44°15'47.85" W; sea level). Eight hundred fish were acclimated into three near-shore cages of 24 m^{-3} (6 × 2 × 2 m) at a stocking density below 1 kg m^{-3} for 3 months. During this period, fish were hand-fed until apparent satiation non-specific Cobia diet (45 % crude protein and 16 % lipid), two times a day.

Experimental diets production process and analysis

Practical Formulated feed (PFf) was formulated to meet or exceed Cobia nutritional requirements (amino acids, fatty acids, vitamins and minerals) available in peer-reviewed scientific literature (Chou et al., 2001; Craig et al., 2006; Fraser and Davies, 2009) to contain approximately 44.0 - crude protein, 8.0 - crude lipid, 11.0 - ashes, 36.0- non-nitrogenous extract; g kg^{-1} in dry matter basis. The PFf contained 500 g kg^{-1} of imported menhaden fish meal as a principal protein source and imported menhaden fish oil as lipid source.

Table 1-1. Formulation of experimental formulated diet and proximate composition and physical characteristics of experimental diets.

Ingredients	g kg^{-1} in dry matter basis
Menhaden fish meal[a]	500.0
Soybean bran[b]	53.2
Rice grits[c]	140.0
Corn meal[d]	117.4
Poultry by-product meal[e]	172.8
Menhaden Fish oil[f]	10.0
DL – Methionine[g]	2.2
Vitamin premix[h]	4.0
Antifungal[i]	0.2
BHT[j]	0.2

	Moist feed	Practical Formulated feed
Crude Protein – CP (%)[1]	42.36 ± 0.19	44.78 ± 0.19
Crude Lipid – CL (%)[1]	6.31 ± 0.44	7.10 ± 0.06
Ashes – ASH (%)[1]	10.01 ± 0.01	11.32 ± 0.29
Non-nitrogenous extract (NNE- carbohydrates) (%)[1,2]	41.35 ± 0.26	36.40 ± 0.26
Crude energy (CE) (kcal kg^{-1})[3]	4683.08 ± 32.76	4778.66 ± 5.78
Dry matter (%)	48.52 ± 0.15	96.60 ± 0.08
Floatability rate (%)	6.00 ± 1.20	100.00 ± 0.00
Sinking speed (cm s^{-1})	6.60 ± 1.2	1.05 ± 0.2
Feed price per kilo (US$ kg^{-1})	0.32	1.60

[a]PROFIFISH menhaden fishmeal (68 % CP, 10 % CL, Methionine 18 g kg^{-1}, Lysine 53.2 g kg^{-1}; ASML Group, Islam Republic of Mauritania); [b; c; d; e; g; h] Soybean bran; Rice grits Corn Meal; Poultry by product meal (Central Norte Rações, Brasil).
[f]PROFIFISH menhaden fish oil (ASML Group, Islam Republic of Mauritania); [g]DL – Methionine (MetAMINO; EVONIK Industries AG, Hanau, Germany); [h]Premix NUTRIFISH-GUABI®.- vit A min - 2500000 UI; vit D3 min - 600000 UI; vit E min - 37500 UI; vit K3 min - 3750 mg; vit C min - 50000 mg; thiamine (B1) min - 4000 mg; riboflavin (B2) min - 4000 mg; pyridoxine (B6) min - 4000 mg; vit B12 min - 4000 mcg; niacin min - 22500 mg; biotin min - 15 mg; folic acidic min - 1250 mg; pantothenic de calcium min - 12000 mg; cooper min - 2500 mg; cobalt min - 125 mg; iron min - 15 g; iodine min - 375 mg; manganese min - 12.5 g; selenium min - 87.5 mg; zinc min - 12.5 g; [1]Dry matter basis; [2]Calculated as NNE = (100 - %CP - %CL - %ASH); [3]Calculated as CE = 10*(5.65*CP + 9.45*CL+ 4.10*NNE).

PFf was extruded with a 7.5 mm die at animal feed factory in Cordeiro, Rio de Janeiro, Brazil (22°14’47.52” S; 42°18’56.91” W; 688 m altitude) following in-house extrusion protocols and then shipped and stored in a frozen chamber (-20 °C) throughout feeding trial.

Moist feed (Mf) was manufactured every week on grow-out site according to fish producer feed making protocol. Fresh sardines (72 %CP; 10 %CL) were ground, cooked, and mixed with a bran omnivorous fish feed (28 %CP; 4 %CL) in a 2:1 proportion and pelletized with a 7 mm die size on a meat grinder machine. After manufacturing, the moist feed was stocked in a freezer (-20 °C) and used in a week interval.

Proximate composition analysis

Diets and muscle were analyzed in triplicate for proximate composition (Table 1) according to the official methods of AOAC (2002). Moisture content was determined by the dry method, weighing

samples in oven at 110 °C until constant weight. Ash content was determined by incinerating samples on a muffle furnace at 600 °C for 3 h. Crude protein (CP) was realized by Kjedhal methods and crude lipid (CL) was determined by Folch et al. (1957) method. The non-nitrogenous extract (NNE) was calculated by the difference between total dry matter and other nutrients (crude protein levels, crude lipid, ashes, and crude fiber). Crude energy content was determined by follow equation: Crude energy = 10*(5.65*CP + 9.45*CL + 4.10* NNE)

Physical pellet characteristics

To evaluate the percent floating pellets (%FLT) samples of both diets were sieved in a 1mm mesh size to take off all bran. Then, 50 pellets were dumped from ten centimeters high into a 100 mL Becker filled with seawater (33 psu) at 25 °C. After 1 min, the floating pellets were counted and then FLT was calculated by: $\%\,FLT = \frac{(50 - immersepellets)}{50} \times 100$

Settling speed was evaluated based on Cromey et al. (2009) with modifications. Briefly, 50 pellets were dumped individually into a graduated cylinder of 48 cm tall and 30 cm diameter filled with seawater (33 psu) at 25 °C. Settling speed was determined by recording the time each pellet reached the bottom.

Fatty acid analysis

Total lipids from diets and muscle were extracted using the methodology described by Folch et al. (1957). Fatty acid (FA) was determined by gas chromatography (GC) coupled to a flame ionizer (FID) and auto-injector (Varian GC 3900). The oven temperature program was: 170 °C held for 1 min, from 170 °C to 240 °C at 2.5 °C min^{-1}, held at 240 °C for 5 min. Detector and injector temperature was kept at 250 °C and 260 °C and was used a *CP wax 52CB* column, with 0.25 µm thickness, 0.25mm internal diameter, and 30 m de length, with hydrogen as carrier gas. FA profile was determined by

retention time equation utilizing a known-time standard retention time (*SUPELCO®, 37 Standard e Larodan Chemical Company – Mixture Me93 e Qualmix PUFA fish M – Menhaden Oil*).

Production performance assay

Feeding trial was carried out at a marine fish facility in Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil (23°6'50.83" S; 44°15'47.85" W; sea level). A completely randomized experimental design was done in a factorial scheme with two treatments (moist and formulated diets), each one with three replicates, in a 56-day feeding trial.

Seventy Cobia with individual initial weight of 151 ± 7 g were stocked per cage (2 × 2 × 1.5 m) with 40 mm mesh size achieving a stocking density of 1.7 kg m^{-3}. Fish were hand-fed 2 times a day until apparent satiation. Every 2 weeks, 40 fish per cage were anesthetized by 50 ppm clove oil for 2 min prior to weighing on a digital scale. Additionally, in every sampling event, three fish per tank were euthanized by clove oil overdose (150 ppm) and then eviscerated. Viscera and liver samples were collected and weighted for subsequent proximate composition analysis (crude protein, crude lipid, ashes and moist), through standard methods of AOAC (Association of Official Analytical Chemists -International, 2002).

Water temperature data were recorded daily in 3 h interval fixed in HDPE floating structure at 1.5 m deep. At each sampling interval and at the end of feeding trial the following production and environmental performance parameters were calculated:

Survival rate (SR) $= 100 \times \left(\frac{final\ number\ of\ fish}{initial\ number\ of\ fish} \right)$

Weight gain (WG) $= 100 \times \left(\frac{average\ final\ individual\ weight - average\ initial\ individual\ weight}{average\ initial\ individual\ weight} \right)$

Specific growth rate (SGR) $= 100 \times \frac{\log_e\ average\ final\ weight - \log_e\ average\ initial\ weight}{days\ of\ feeding}$

Daily feed intake (FI) $= 100' \frac{\frac{average\ individual\ feed\ intake}{(average\ initial\ individual\ weight' \ average\ final\ individual\ weight)^{0.5}}}{days\ of\ feeding}$

Feed conversion ratio (FCR) $= \frac{average\ individual\ matter\ feed\ intake}{average\ individual\ weight\ gain}$

Hepatosomatic index (HSI) ¿ $100 \times \left(\frac{liver\ weight}{whole\ body\ weight} \right)$ ¿ $100 \times \left(\frac{liver\ weight}{whole\ body\ weight} \right)$

Viscerosomatic index (VSI) ¿ $100 \times \left(\frac{viscera\ weight}{whole\ body\ weight} \right)$

Protein deposition on carcass (PD) $= \frac{weight\ gain\ on\ dry\ matter}{days\ of\ feeding}, \ carcass\ crude\ protein\ content$

Protein intake (PI) $= \frac{feed\ intake\ in\ dry\ matter}{days\ of\ feeding}, \ crude\ protein\ in\ feed\ dry\ matter$.

The values of protein deposition on carcass and protein intake were used to calculate the protein efficiency ratio (PER) by the linear equation: Y = A X + B, where Y = carcass protein deposition (g) and X = protein intake (g), A = straight inclination from linear regression that represents the protein efficiency ratio in percentage (PER) and B = constant representing the stretch interception point with vertical axis (Sakomura and Rostagno, 2007).

Feed cost of production = FCR × Feed price kg^{-1}

Feed cost did not consider processing and storage costs, as these were difficult to quantify. The labor provided to process the Mf is in opposite to what generally happens in Asian countries (Bunlipatanon et al., 2014), it's not provided by the farmers themselves resulting in additional cost.

Nitrogen input on feed was calculated by the equation

NI ¿ $\frac{total\ feed\ imput\ on\ dry\ matter \times Crude\ protein\ in\ feed}{6{,}25}$.

Nitrogen retained (NR) was estimated by

NR = total biomass harvested × crude protein on total crop.

Nitrogen lost on mortality (NM) was estimated by

$$NM = \frac{\left[\left(number\ of\ deceased\ fish\ X\ average\ final\ weight\right) \times crude\ protein\ content\ on\ carcass\right]}{6{,}25}\ .$$

Finally, the Nitrogen excretion (NE) was calculated by the mass balance equation

NE = NI – NR – NM.

Statistical analysis

Briefly, all data were tested for normality (Shapiro Wilk) and homogeneity of variance (Cochran), when necessary data were converted aiming parametric tests (Zar, 2010). All data are shown as means and standard errors and were analyzed by one-way analysis of variance (ANOVA). When omnibus tests indicated significant treatment effects post-hoc tests (Tukey-s HSD) were used to determine difference among means. In all cases, an alpha level of 0.05 ($p < 0.05$) was used. Individual linear regression analyses were performed to investigate the relationship between abiotic factors and some production metrics (e.g. feed conversation rate, weight gain, feed consumption and PER) using PROC REG ($p = 0.05$) procedure from SAS/STAT software (Statistical Analysis System, 9.3 version).

Results

Juvenile Cobia attained a final individual weight of 374.10 ± 33.15 g (grand mean ± SE) with final stocking densities lower than 5 kg m^{-3} in both treatments (Table 2).

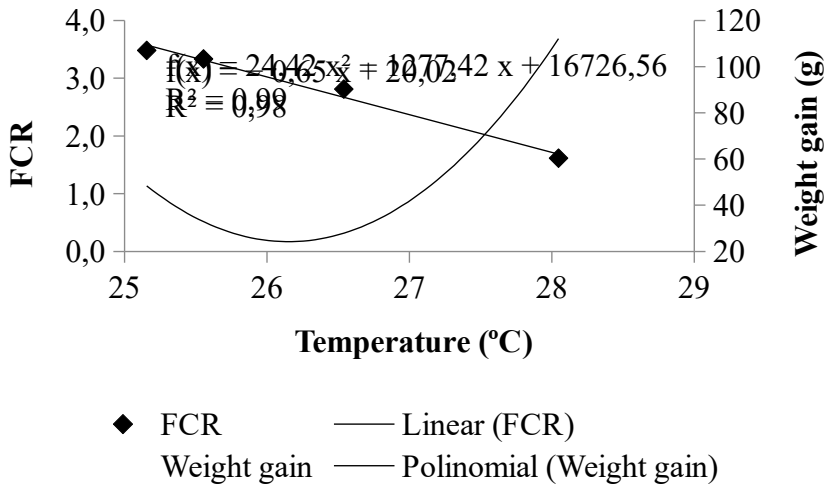
Table 1-2. Production performance and muscle proximate composition of juvenile Rachycentron canadum L. fed experimental diets in near-shore cage system. Values are presented as LS-means ± standard error. Means with different letter are significantly different (p<0.05).

	Moist feed	Practical Formulated feed	*p* value
Initial weight (g)	146 ± 8.9	155 ± 13.9	0.1141
Final weight (g)	367 ± 37.6	380 ± 27.9	0.3261

Weight gain (g)	221 ± 37.0	225 ± 50.0	0.5704
Specific growth rate (% bw d^{-1})	1.64 ± 0.19	1.59 ± 0.09	0.7535
Feed intake (% bw d^{-1})	27.87 ± 0.19	7.35 ± 0.04[b]	0.0005
Feed conversion ratio (dry matter basis)	3.21 ± 1.21	1.54 ± 0.26[b]	0.0001
Survival (%)	94 ± 5	96 ± 4	0.6777
Hepatosomatic index	3.7 ± 1	3.4 ± 1	0.5119
Viscerosomatic index	12.51 ± 2	10.83 ± 3	0.1934
Final stocking density (kg m^{-3})	4.28 ± 0.33	4.45 ± 0.05	0.5428
Muscle crude protein – CP (%)	23.23 ± 2.76	23.62 ± 1.09	0.6567
Muscle crude lipid – CL (%)	4.19 ± 0.57	3.76 ± 0.49	0.1783
Muscle ashes – ASH (%)	3.38 ± 0.31	3.50 ± 0.90	0.8011
Muscle moist content (%)	72.63 ± 0.67	71.53 ± 1.36	0.2545
Feed cost of production (US$ kg^{-1})	2.12 ± 0.80	2.55 ± 0.44	0.0737

No differences between treatments were noticed for final individual weight, WG, SGR, HSI and VSI ($p > 0.005$). Feed intake (27.87-7.35 g) and FCR (3.21-1.54) were different between treatments ($p < 0.005$; Table 2), being higher in Mf group and varying according to water temperature.

In both treatments, FCR decreased with increasing water temperature. For example, in Mf group, FCR was 7.05 at 25 °C and 2.92 at 28 °C, whereas in PFf group FCR passed from 1.87 at 25 °C to 1.22 at 28 °C. Additionally, it was observed a negative correlation between feed consumption and temperature and a positive correlation between weight gain and temperature (Figure 1A and B).



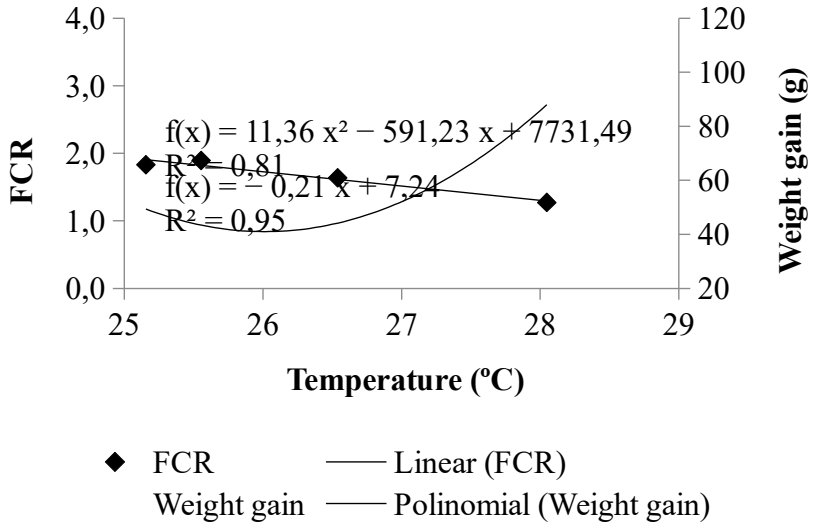
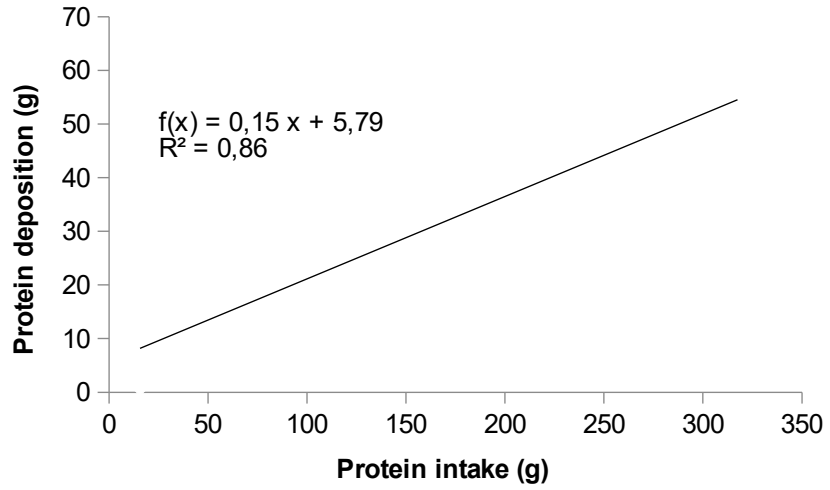


Figure 1-1. Linear and quadratic polynomial regression between feed conversion ratio (FCR) in dry matter basis, weight gain (g), and water temperature for dietary treatments moist diet (A) and formulated diet (B).

PFf sinking speed were slower (1.05 ± 0.2 cm s^{-1}) than Mf (6.60 ± 1.2 cm s^{-1}), whereas floatability rate was higher (100 ± 0. %) when compared to the other tested diet (6 ± 1 %; Table 1).



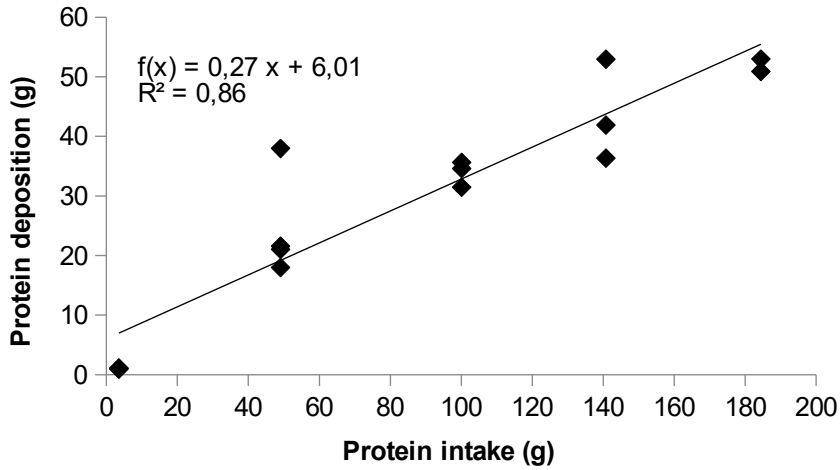


Figure 1-2. Linear regression between protein deposition and protein intake of juvenile cobia fed moist diet (A) and formulated diet (B).

Fish fed PFf exhibited higher PER (27 %, on dry matter basis) compared to those fed Mf (15 %; Figure 2A and B).

Fillet fatty acid profile mirrored dietary fatty acid composition (Table 3 and Table 4).

Table 1-3. Dietary fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters). Values are presented as LS-means ± standard error (SE) triplicate fatty acid samples.

Fatty acid(s)	Moist feed	Practical Formulated feed	SE

	g 100 g^{-1} FAME	g 100 g^{-1} FAME	
C14:0	1.54	3.96	0.5
C16:0	22.84	23.48	0.2
C17:0	0.29	0.41	0.0
C18:0	8.87	6.30	0.5
C16:1	3.14	5.94	0.7
C18:1n9	17.77	21.43	0.7
C18:1n7	3.14	2.96	0.2
C20:1n9	1.09	0.34	0.2
C18:2n6	11.48	16.00	0.7
C20:3n6	-	0.12	0.0
C20:4n6 (ARA)	-	0.80	0.0
C20:5n3(EPA)	4.89	7.35	0.8
C22:5n3	0.91	0.72	0.1
C22:6n3(DHA)	15.78	4.66	2.6
Others	8.26	5.67	0.6
Σ SFA	38.80	37.00	0.6
Σ MUFA	25.00	30.90	1.3
Σ PUFA	37.40	32.10	1.3
Σ PUFA n3	22.90	14.10	2.1
Σ PUFA n6	13.10	17.00	0.9
Σ LC-PUFA	22.42	14.10	2.0
Σ n3/ Σ n6	1.70	0.80	0.2

Low representative values were grouped on "others". Σ SFA, Σ MUFA, Σ PUFA, Σ PUFA n6, Σ PUFA n3 and Σ LC-PUFA represents the sum of saturated, monounsaturated, polyunsaturated, polyunsaturated n6, polyunsaturated n3 fatty acids, and long chain polyunsaturated fatty acids, respectively.

Table 1-4. Fillet fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters) of Rachycentron canadum L fed moist and practical formulated feeds. Values are presented as LS-means ± standard error triplicate fatty acid samples and p values resulting from one-way ANOVA test are also provided; means with common letter are not significantly different ($p < 0.05$).

Fatty acid(s)	Moist feed g 100 g^{-1} FAME	Practical Formulated feed g 100 g^{-1} FAME	*p* value
C14:0	1.46 ± 0.49	1.23 ± 0.34	0.127
C16:0	19.17 ± 1.05	19.50 ± 1.20	0.827
C17:0	0.52 ± 0.05	0.35 ± 0.01	0.048
C18:0	8.40 ± 0.34[b]	8.87 ± 0.51[a]	0.041
Σ SFA	33.60 ± 1.10	33.30 ± 1.80	0.785
C16:1	3.25 ± 0.42	3.61 ± 0.65	0.702
C18:1n9	18.78 ± 0.59[b]	21.70 ± 0.91[a]	0.008
C18:1n7	2.28 ± 0.09[b]	2.64 ± 0.04[a]	< 0.001
C20:1n9	0.50 ± 0.08[a]	0.41 ± 0.03[b]	0.018
Σ MUFA	26.10 ± 2.0[b]	28.80 ± 1.20[a]	0.022
C18:2n6	13.10 ± 1.33	12.77 ± 0.46	0.221
C20:2n6	0.43 ± 0.03	0.39 ± 0.06	0.535
C20:3n6	0.24 ± 0.08[b]	0.35 ± 0.07[a]	0.016
C20:4n6(ARA)	1.86 ± 0.31	1.59 ± 0.25	0.525
C20:5n3(EPA)	4.07 ± 0.33[b]	5.20 ± 1.23[a]	0.028
C22:5n3	1.16 ± 0.03[b]	1.65 ± 0.17[a]	< 0.001
C22:6n3 (DHA)	17.38 ± 2.32[a]	13.33 ± 2.08[b]	0.018
Others	7.04	6.41	0.436
Σ PUFA	40.3 ± 2.9	37.9 ± 2.9	0.203
Σ PUFA n3	22.3 ± 3.9	21.3 ± 2.6	0.642
Σ PUFA n6	17.4 ± 1.7	16.1 ± 0.8	0.122
Σ LC-PUFA	24.8 ± 4.7	24.1 ± 3.0	0.768
Σ n3/ Σ n6	1.3 ± 0.3	1.3 ± 0.2	0.962

Low representative values were grouped on "others" Σ SFA, Σ MUFA, Σ PUFA, Σ PUFA n6, Σ PUFA n3 and Σ LC-PUFA represents the sum of saturated, monounsaturated, polyunsaturated, polyunsaturated n6, polyunsaturated n3 fatty acids, and long chain polyunsaturated fatty acids, respectively.

Similar levels of saturated fatty acids (SFAs), polyunsaturated fatty acids (PUFAs), Arachidonic acid (ARA), n-6 and n-3 fatty acids were noticed between treatments. Cobia fed formulated feeds exhibited higher levels of monounsaturated fatty acids (MUFAs), 20:3n-3, Eicosapentanoic acid (EPA)

and 22:5n-3 in the fillet, whereas those fed moist feeds presented significantly higher levels of Docosahexaenoic acid (DHA).

Similarly, nitrogen budget, presented in Table 5, was smaller in PFf group (67 %) in comparison to Mf group (82 %). Nitrogen excretion in Mf (2.755 ± 0.369 mg g d^{-1}) were higher ($p < 0.005$) than PFf (1.497 ± 0.093 mg g d^{-1}).

Table 1-5. Fillet fatty acid composition (g 100 g–1 fatty acid methyl esters) of Rachycentron canadum L fed moist and practical formulated feeds. Values are presented as LS-means ± standard error triplicate fatty acid samples and p values resulting from one-way Anova (p<0.05).

	Moist feed (mg g d^{-1})	Practical Formulated feed (mg g d^{-1})	*p* value
Nitrogen input (N_I)	2.75 ± 0.37	1.49 ± 0.10[b]	0.0056
Nitrogen retention (N_R)	0.40 ± 0.03	0.40 ± 0.01	0.7644
Nitrogen lost on mortality (N_M)	0.07 ± 0.08	0.09 ± 0.13	0.8780
Nitrogen excretion (N_E)	2.27 ± 0.31	1.00 ± 0.053[b]	0.0035
Nitrogen budget $N_I = N_R - N_M - N_E$	$100N_I = 15N_R - 3N_M - 82N_E$	$100N_I = 27N_R - 6N_M - 67N_E$	

Discussion

A recent survey conducted in central Vietnam stressed that fish farmers choose to use trash fish for aquaculture due to the low cost, production performance, lack of alternative feeds and purchase convenience (Huntington and Hasan, 2009).

Focused on production performance, survival ratio was elevated, higher than 94 % for both treatments, being consistent with other studies (Benetti et al., 2010; Liao et al., 2004; Sampaio et al., 2011; Weirich et al., 2010. In both treatments, stocking density remained below this 5 kg m^{-3} rate reported to yield optimum growth for Cobia (Benetti et al., 2010; Weirich et al., 2010).

In this same location and similar conditions Moreira et al. (2015) observed a SGR of 2.3 % d^{-1} and FCR of 2.3:1 in a 15 days' period on juvenile Cobia (15 - 30 g) fed nonspecific commercial feed (45 %CP; 16 %CL) with an average temperature of 24 °C. Additionally, at the culture site Sampaio et al. (2011), reported an SGR of 1.5 %. d^{-1} and FCR of 5:1 in Cobia cage-grown within the weight range of 184-600 g, sardine fed with an average temperature of 24 °C.

Despite the different sizes, feed types and time intervals, the available literature indicates comparable SGR and higher FCR of nonspecific and sardine-based feds in comparison to PFf.

Decreased FCR associated with increasing temperature was reported by Sampaio et al. (2011) with a minimum value (1.65:1) recorded during summer (highest average temperature of 28 °C), which corroborates with the present findings. Warmer water temperature (31-33 °C) is reported to optimize growth and FCR of juvenile Cobia up to 200 g (Sun and Chen, 2014; Sun et al., 2006a).

Wills et al. (2013) testing three different commercial feeds for marine fish that would be suitable for grow out of juvenile Cobia: A (50 % CP:15 % CL); B (45 % CP:16 % CL) and C (44 % CP:15 %CL) reported protein efficiency ratio of 25 ± 0; 23 ± 1 and 14 ± 1 % consistent with registered in PFf group (26 %) and Mf group (15 %).

Feed type and feeding frequency affect directly the amount of lost feed during feeding events being of great importance on polluting potential. As a general rule, moist and trash fish-based diets result in higher environmental impact when compared to pelletized and extruded diets due to greater loss of nutrients and reduced water stability (Islam, 2005; Wu, 1995). Mf presented poor water stability quickly disintegrating once in contact with water. In terms of production, this could result in reduced feed efficiency, raising FCR. Mf also exhibited faster sinking speed, which could also have influenced the great heterogeneity of fish size. The short time of pellet in water column favors dominant fish to access feed and consequently develop more.

In agreement, Costa-Bomfim et al. (2014) reported the aggressive behavior of juvenile Cobia during feeding events. On the other hand, PFf presented better water stability and slow sinking rate

increasing feed opportunity and homogeneity in this treatment. Likewise, Moreira et al. (2015) highlighted that higher feed availability reduced feeding competition and increased homogeneity within experimental units.

Economically, feed represents the largest variable cost component in carnivorous fish production, and using an adequate formulated diet is critical into keeping cost down and minimizing metabolic waste products (Craig et al., 2006). PFf has actual stipulated cost of US$ 1.60 kg^{-1} and Mf US$ 0.32 kg^{-1}, but when it comes to cost of feed per kilogram of fish this difference drops considerably being the price US$ 2.55 ± 0.44 and 2.12 ± 0.80 kg^{-1}, respectively. Despite the lower prices, because high water content (51 %) disadvantages in terms of transport, handling, storage, expiration date and logistic of Mf must be considered.

Cobia, as others carnivorous fish, have limited capacity to synthetize physiologically important n-3 LC-PUFAs (long-chain polyunsaturated fatty acids), such as Eicosapentanoic acid (EPA; 20:5n-3) and docosahexaenoic acid (DHA; 22:6n-3), to satisfy their physiological demand, requiring dietary supplementation (Sargent et al., 1999; Tocher, 2010; Trushenski et al., 2012). Although PFf contained a reduced level of DHA compared to the recommended levels (8-12 g. Kg^{-1} fish fed this dietary treatment exhibited similar performance. Probably, due to the elevated content of EPA in formulated feed that was bio converted to DHA satisfying fish's nutritional and physiological demand. In agreement, EPA content in fillet of fish fed formulated feeds was not to the same extent at dietary levels, but still higher than those fed the moist feed.

In terms of fillet fatty acid composition, it mirrored dietary fatty acid composition being consistent to available literature (Asdari et al., 2011; Tocher, 2010; Turchini et al., 2009; Zakeri et al., 2011). Although no differences in fillet fatty acid profile from both treatments were noticed for SFAs, PUFAs, ARA, n-6 and n-3 fatty acids, statistical differences were observed for the fatty acids signature of each diet. These findings are consistent with previous lipid and fatty acid research in cobia (Trushenski et al., 2012; Woitel et al., 2014).

Increased nitrogen levels in coastal waters due to anthropogenic sources is a worldwide concern, generally resulting in algal blooms and nutrient enrichment or eutrophication. Marine cage aquaculture operations are a recognized source of nitrogenous discharge released both in the form of particulate matter (uneaten feed and feces containing undigested feed that passes through fish digestive tract) and dissolved metabolic wastes including ammonia and urea (Price et al., 2015).

Nitrogen excretion levels recorded are lower on PFf (67 %) and higher on Mf group (82 %) than those registered by Alston et al. (2005), who reported 79 % of the nitrogen fed to the fish was released into the water in marine cage culture of *Lutjanus analis* and *R. canadum.*

Water temperature seems to affect Cobia nitrogen excretion as well growth (Sun and Chen, 2014)In addition, same authors attested relatively constant nitrogen budget in elevated temperatures (27-33 °C) with more than 68 % of feed nitrogen being lost in excretion. Nitrogen excretion on Mf fed group is higher even at lower temperatures whereas PFf group stay close to these results.

Sun et al. (2006b) reported that feeding efficiency and feces production are significantly affected by the feed type, observing higher nitrogen excretion in groups fed with *in natura* sardines compared to commercial diets, highlighting the great eutrophication potential of *in natura* diets, same pattern observed in this study on moist diet composed principally of raw ingredients.

Currently, the limited supply of trash fish as the main feed source for Cobia grow-out has become a major constraint for cobia culture in Vietnam and other countries. Also, due to the pressure increase on natural stocks of small pelagic fishes used on aquaculture feed production, fishmeal utilization must be discouraged in order to reach environmental sustainability (Naylor et al., 2000).

In Brazilian market, due to the low attractive ingredients, previous experiences with a practical formulated feed introduction failed (Moreira et al., 2015), thereby we opted to use imported premium fishmeal as the principal protein source.

Various studies indicate an outlook and potential for growth for the Latin American aquaculture industry, especially for the continued growth of cage culture for salmonids and warm water species

including Cobia, but projections concerning the future market availability and the price of fishmeal and fish oil within the region are that supplies will remain tight and prices high. As in Europe, there is a need to reduce the dependence of the aquaculture sector on fishmeal and fish oil using alternative, locally available feed ingredient sources, the production of which can keep pace with the growth and specific requirements of the aquaculture sector within the region.

With the expected widely adoption of cobia pelleted and extruded feeds, next step in improvements to the sustainable expansion of cobia culture in Brazil, embraces lowering fishmeal and fish oil content by adopting alternative proteins and lipid sources, including soybean meal and oil, rapeseed oil, palm oil, poultry-by meal and fat, pork lard, beef tallow among others animal or plant ingredients, with proven suitability without production and nutritional impairments (Betancor et al., 2016; Rombenso et al., 2017; Suarez et al., 2013; Trushenski et al., 2012; Watson et al., 2014; Woitel et al., 2014).

This study successfully substituted moist with formulated feed without production performance impairments. Formulated diet was better used, less wasted, and promoted less eutrophication compared to the moist feed. Further research is encouraged to investigate ways to incorporate that fisheries surplus into formulated extruded diets as fish meal and fish oil, or as silage among other possibilities. This approach would be beneficial to transform this highly nutritional resource into a high-quality feed assisting with the available, satisfactory and affordable marine finfish feed constraint.

This approach can be applied and advocated globally contributing to the responsible intensification of marine fish culture.

Acknowledgments

Thanks are due to the Coordination for the Improvement of Higher-Level Personnel (CAPES, Brazil) and to the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq,

Brazil). The authors appreciate the support of Mr. Kazuo Tonack (Pousada Nautilus, Angra dos Reis, Brazil), as also Mr. Marcelo Lacerda and Julio Magno Ramos from Angra dos Reis aquaculture and fisheries Department, Mr. André Araujo and Paulo Marcio Costa from Fisheries Institute of Rio de Janeiro State Costa Verde local office, Mr.'s Pablo Lopez and Alioune Diarra PROFIFISH S.A. representatives and Mr. Antonio Carlos Erthal owner of North Central animal feeds.

References

Asdari, R.; Aliyu-Paiko, M.; Hashim, R.; Ramachandran, S. 2011. Effects of different dietary lipid sources in the diet for Pangasius hypophthalmus (Sauvage, 1878) juvenile on growth performance, nutrient utilization, body indices and muscle and liver fatty acid composition. Aquaculture Nutrition 17: 44-53.

Association of Official Analytical Chemists – International [AOAC]. 2002. Official Methods of Analysis. 17ed. AOAC International, Gaithersburg, MD, USA.

Benetti, D.D.; O'Hanlon, B.; Rivera, J.A.; Welch, A.W.; Maxey, C.; Orhun, M.R. 2010. Growth rates of cobia (Rachycentron canadum) cultured in open ocean submerged cages in the Caribbean. Aquaculture 302: 195-201.

Betancor, M.B.; Sprague, M.; Montero, D.; Usher, S.; Sayanova, O.; Campbell, P.J.; Napier, J.A.; Caballero, M.J.; Izquierdo, M.; Tocher, D.R. 2016. Replacement of marine fish oil with de novo Omega-3 Oils From Transgenic Camelina sativa in feeds for gilthead sea bream (Sparus aurata L.). Lipids 51: 1171-1191.

Bunlipatanon, P.; Songseechan, N.; Kongkeo, H.; Abery, N.W.; Silva, S.S. 2014. Comparative efficacy of trash fish versus compounded commercial feeds in cage aquaculture of Asian seabass (Lates calcarifer) (Bloch) and tiger grouper (Epinephelus fuscoguttatus) (Forsskål). Aquaculture Research 45: 373-388.

Chou, R.L.; Su, M.S.; Chen, H.Y. 2001. Optimal dietary protein and lipid levels for juvenile cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture 193: 81-89.

Costa-Bomfim, C.N.; Pessoa, W.V.N.; Oliveira, R.L.M.; Farias, J.L.; Domingues, E.C.; Hamilton, S.; Cavalli, R.O. 2014. The effect of feeding frequency on growth performance of juvenile cobia, Rachycentron canadum (Linnaeus, 1766). Journal of Applied Ichthyology 30: 135-139.

Craig, S.R.; Schwarz, M.H.; McLean, E. 2006. Juvenile cobia (Rachycentron canadum) can utilize a wide range of protein and lipid levels without impacts on production characteristics. Aquaculture 261: 384-391.

Cromey, C.J.; Nickell, T.D.; Treasurer, J.; Black, K.D.; Inall, M. 2009. Modelling the impact of cod (Gadus morhua L.) farming in the marine environment - CODMOD. Aquaculture 289: 42-53.

Folch, J.; Lees, M.; Sloane Stanley, G.H. 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. The Journal of Biological Chemistry 226: 497-509.

Fraser, T.W.K.; Davies, S.J. 2009. Nutritional requirements of cobia, Rachycentron canadum (Linnaeus): a review. Aquaculture Research 40: 1219-1234.

Huntington, T.C.; Hasan, M.R. 2009 Fish as feed inputs for aquaculture – practices, sustainability and implications: a global synthesis. p. 1-61. In: Hasan, M.R.; Halwart, M., eds. Fish as feed inputs for aquaculture - practice, sustainability and implications: a global synthesis. FAO, Rome, Italy. (FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 518).

Islam, M.S. 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. Marine Pollution Bulletin 50: 48-61.

Kim, J.H.; Gomez, D.K.; Choresca Jr, C.H.; Park, S.C. 2007. Detection of major bacterial and viral pathogens in trash fish used to feed cultured flounder in Korea. Aquaculture 272: 105-110.

Liao, I.C.; Huang, T.-S.; Tsai, W.-S.; Hsueh, C.-M.; Chang, S.-L.; Leaño, E.M. 2004. Cobia culture in Taiwan: current status and problems. Aquaculture 237: 155-165.

Moreira, C.B.; Rombenso, A.N.; Candiotto, F.B.; Tsuzuki, M.Y. 2015. Feeding frequency affects growth of juvenile cobia Rachycentron canadum cultured in near-shore cages. Boletim do Instituto de Pesca 42: 219-226.

Naylor, R.L.; Goldburg, R.J.; Primavera, J.H.; Kautsky, N.; Beveridge, M.C.M.; Clay, J.; Folke, C.; Lubchenco, J.; Mooney, H.; Troell, M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature 405: 1017-1024.

New, M. 1996. Responsible use of aquaculture feeds. Aquaculture Asia 1: 3-4.

Nhu, V.C.; Nguyen, H.Q.; Le, T.L.; Tran, M.T.; Sorgeloos, P.; Dierckens, K.; Reinertsen, H.; Kjørsvik, E.; Svennevig, N. 2011. Cobia Rachycentron canadum aquaculture in Vietnam: recent developments and prospects. Aquaculture 315: 20-25.

Petersen, E.H.; Glencross, B.D.; Van Tien, N.; Tuan, V.A.; Phuong, T.H. 2015. Recent changes in the bioeconomic of finfish mariculture in Vietnam. Journal of Aquaculture Research & Development 6: 1.

Price, C.; Black, K.D.; Hargrave, B.T.; Morris Jr, J.A. 2015. Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. Aquaculture Environment Interactions 6: 151-174.

Rombenso, A.N.; Bowzer, J.C.; Moreira, C.B.; Sampaio, L.A. 2016. Culture of Caranx species [Horse-eye Jack Caranx latus (Agassiz), Blue Runner Caranx crysos (Mitchill), and Crevalle Jack Caranx hippos (Linnaeus)] in near-shore cages off the Brazilian coast during colder months. Aquaculture Research 47: 1687-1690.

Rombenso, A.N.; Trushenski, J.T.; Schwarz, M.H. 2017. Beef tallow is suitable as a primary lipid source in juvenile Florida pompano feeds. Aquaculture: DOI: 10.1111/anu.12502

Sakomura, N.K.; Rostagno, H.S. 2007. Research methods in monagastric nutrition. Funep, Jaboticabal, SP, Brazil (in Portuguese).

Sampaio, L.A.; Moreira, C.B.; Miranda-Filho, K.C.; Rombenso, A.N. 2011. Culture of cobia Rachycentron canadum (L) in near-shore cages off the Brazilian coast. Aquaculture Research 42: 832-834.

Sargent, J.; McEvoy, L.; Estevez, A.; Bell, G.; Bell, M.; Henderson, J.; Tocher, D. 1999. Lipid nutrition of marine fish during early development: current status and future directions. Aquaculture 179: 217-229.

Suarez, J.A.; Tudela, C.; Davis, D.; Daugherty, Z.; Taynor, M.; Glass, L.; Hoenig, R.; Buentello, A.; Benetti, D.D. 2013. Replacement of fish meal by a novel non-GM variety of soybean meal in cobia, Rachycentron canadum: ingredient nutrient digestibility and growth performance. Aquaculture 416-417: 328-333.

Sun, L.; Chen, H. 2014. Effects of water temperature and fish size on growth and bioenergetics of cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture 426-427: 172-180.

Sun, L.; Chen, H.; Huang, L. 2006a. Effect of temperature on growth and energy budget of juvenile cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture 261: 872-878.

Sun, L.; Chen, H.; Huang, L.; Wang, Z. 2006b. Growth, faecal production, nitrogenous excretion and energy budget of juvenile cobia (Rachycentron canadum) relative to feed type and ration level. Aquaculture 259: 211-221.

Tocher, D.R. 2010. Fatty acid requirements in ontogeny of marine and freshwater fish. Aquaculture Research 41: 717-732.

Trushenski, J.; Schwarz, M.; Bergman, A.; Rombenso, A.; Delbos, B. 2012. DHA is essential, EPA appears largely expendable, in meeting the n − 3 long-chain polyunsaturated fatty acid requirements of juvenile cobia Rachycentron canadum. Aquaculture 326-329: 81-89.

Turchini, G.M.; Torstensen, B.E.; Ng, W.-K. 2009. Fish oil replacement in finfish nutrition. Reviews in Aquaculture 1: 10-57.

Watson, A.M.; Buentello, A.; Place, A.R. 2014. Partial replacement of fishmeal, poultry by-product meal and soy protein concentrate with two non-genetically modified soybean cultivars in diets for juvenile cobia, Rachycentron canadum. Aquaculture 434: 129-136.

Weirich, C.R.; Wills, P.S.; Baptiste, R.M.; Riche, M.A. 2010. Production Characteristics and body composition of juvenile Cobia fed three different commercial diets in recirculating aquaculture systems. North American Journal of Aquaculture 72: 43-49.

Wills, P.S.; Weirich, C.R.; Baptiste, R.M.; Riche, M.A. 2013. Evaluation of commercial marine fish feeds for production of juvenile Cobia in recirculating aquaculture systems. North American Journal of Aquaculture 75: 178-185.

Woitel, F.R.; Trushenski, J.T.; Schwarz, M.H.; Jahncke, M.L. 2014. More judicious use of fish oil in Cobia feeds. I. Assessing the relative merits of alternative lipids. North American Journal of Aquaculture 76: 222-231.

Wu, R.S.S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. Marine Pollution Bulletin 31: 159-166.

Zakeri, M.; Kochanian, P.; Marammazi, J.G.; Yavari, V.; Savari, A.; Haghi, M. 2011. Effects of dietary n-3 HUFA concentrations on spawning performance and fatty acids composition of broodstock, eggs and larvae in yellowfin sea bream, Acanthopagrus latus. Aquaculture 310: 388-394.

Zar, J. 2010. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.

CAPÍTULO 2.

Impactos na qualidade de água, no sedimento, na emissão de nutrientes, na dispersão de matéria orgânica e deposição de carbono orgânico total decorrentes de um cultivo do bijupirá Rachycentron canadum, na Baia da Ilha Grande, Atlântico Sul, Brasil.

Artigo formatado para submissão em revista: Aquaculture

Observação: *O artigo será traduzido para a língua inglesa. Durante a transcrição para esta tese as imagens e tabelas foram colocadas no corpo do texto para uma melhor compreensão. As referências bibliográficas foram mantidas na formatação indicada pelos editores.*

O anexo 2 é composto de imagens que auxiliam no entendimento da metodologia ou resultados, porém não serão incluídas na versão final do artigo a ser submetido.

Impactos na qualidade de água, no sedimento, na emissão de nutrientes, na dispersão de matéria orgânica e deposição de carbono orgânico total decorrentes de um cultivo do Bijupirá *Rachycentron canadum*, na Baia da Ilha Grande, Atlântico Sul, Brasil.

Felipe Schwahofer Landuci[1,2a]; Monica Walner Kersenach[3]; Miguel Alamá Rodilla[4]; Luis Henrique da Silva Poersch[2]

[1] Fisheries Institute of Rio de Janeiro – Research and Production Department - 31.501. Americas Av. – 23032051 - Rio de Janeiro, RJ – Brazil.

[2] Federal University of Rio Grande - Oceanography Institute - Marine Aquaculture Station - 02 Hotel St - 96210030 - Rio Grande, RS - Brazil.

[3] Federal University of Rio Grande - Oceanography Institute - Marine Aquaculture Station - 02 Hotel St - 96210030 - Rio Grande, RS – Brazil

[4] Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC), Universitat Politècnica de València, C/Paranimf, 1. 46730, Grau de Gandia, València, Spain

[a] – corresponding author current affiliation: Fisheries Institute of Rio de Janeiro, FIPERJ, Av. das Américas, 31.501, Guaratiba, Rio de Janeiro, RJ, 22231-090, Brazil, email: felipeslanduci@gmail.com

Running Title: Impactos na qualidade da água e deposição de matéria orgânica decorrentes do cultivo do bijupirá no Brasil.

Resumo

Processos ecológicos tem um papel significativo na aquicultura, uma vez que podem causar efeitos negativos nos atributos físicos, químicos e biológicos do sedimento e da coluna d´água. Em vários países, já existem medidas regulatórias que limitam os impactos ambientais da atividade. No Brasil estas regras devem respeitar padrões que apenas levam em consideração a qualidade da água limitando o entendimento sobre seus reais efeitos. Através do monitoramento ambiental da qualidade da água e sedimento, associados a um modelo de dispersão e deposição de carbono orgânico total (COT), este estudo buscou determinar a existência ou extensão dos riscos do cultivo de bijupirá na costa sudeste do Brasil, contribuindo assim com o desenvolvimento da piscicultura marinha no Brasil. Foram monitorados parâmetros bióticos e abióticos de um cultivo de bijupirá com duração de 90 dias, sendo tomadas amostras de água e sedimento abaixo e em distâncias definidas a partir do centro do tanque. Em conjunto foram instaladas armadilhas de sedimento para verificar a taxa de sedimentação de matéria orgânica. Foi formulado um modelo preditivo de deposição de COT no sedimento, baseado na dispersão e regressão linear da sedimentação. Os efeitos da descarga de nutrientes na qualidade de água e suas complicações secundárias foram mínimas e se mantiveram dentro dos limites legais vigentes. A taxa de deposição de matéria orgânica foi concentrada abaixo dos tanques de cultivo, com as maiores concentrações até 30 metros de distância do centro dos tanques. Diferente do apontado no modelo preditivo de deposição não foram observados efeitos acumulativos no sedimento. O cultivo foi caracterizado como de baixo impacto para as condições do local. São necessárias abordagens temporais maiores, além do monitoramento de outras fases de cultivo a fim de contextualizar de maneira geral seus efeitos.

Keywords: *Rachycentron canadum*, environmental impact, water quality, deposition flux rate, total organic carbon, mariculture.

1. Introdução

O ambiente tem um papel primordial em qualquer atividade de maricultura. Antes de se iniciar qualquer atividade, a avaliação do ambiente é essencial para o sucesso de seu início, manutenção e desenvolvimento (Ross et al., 2013; Stelzenmüller et al., 2017).

Embora as questões sociais e produtivas estejam entre as preocupações a respeito da atividade, os processos ecológicos tem um papel mais significativo na expansão da aquicultura, sobretudo porque interações ecossistêmicas adversas podem resultar em retorno negativo tanto da sociedade e também no potencial produtivo (Stigebrandt, 2011).

Na maioria dos países europeus, antes de se produzir peixes em tanques-rede no mar, estudos de impacto ambiental focados em mudanças bióticas e abióticas são necessários para que sejam cumpridas as medidas regulatórias que limitem os impactos ambientais resultantes. Já em outros países ao redor do mundo, a quantidade de efluentes liberados pelos cultivos em mar e seus limites, já vem sendo estudados e estabelecidos (Besson et al., 2017; Price et al., 2015).

Knapp and Rubino (2016) relatam que políticas regulatórias e aceitação social são criticamente importantes para o crescimento da maricultura nos Estados Unidos onde peixes e águas marinhas são recursos públicos. A oposição a atividade feita por grupos nacionais e locais está centrada principalmente por conta da percepção equivocada que a maricultura causará poluição e prejudicará os ecossistemas marinhos, resultando em políticas locais que limitam a atividade a uma escala abaixo do seu potencial.

No Brasil, a maricultura teve um volume de produção registrado em 65,1 mil ton., (FAO, 2016) e sua costa sudeste tem um enorme potencial para cultivo de peixes marinhos, especialmente o bijupirá (*Rachycentron canadum*) (Sampaio et al., 2011). Porém, assim como nos Estados Unidos, no Brasil, políticas regulatórias também são consideradas críticas para o desenvolvimento da atividade e a

lentidão dos processos licitatórios e o risco da atividade se tornam obstáculos ao seu pleno desenvolvimento (Suplicy et al., 2017).

Atualmente a maior questão levantada e controversa sobre os cultivos de peixes em tanques-rede, é a quantidade de resíduo gerado pela fazenda, incluindo aí, ração não consumida, fezes, produtos químicos e microrganismos (Ballester-Moltó et al., 2017b; Price et al., 2015). O nível do impacto ambiental decorrentes dos nutrientes dissolvidos (fósforo, nitrogênio, carbono orgânico e óleos liberados pela ração) depende da sua quantidade antes da assimilação pelo ecossistema pelágico (Black et al., 2012; White et al., 2017).

Em relação aos nutrientes lançados na coluna d´agua, a quantidade excretada já está bem documentada, oscilando entre espécies, habitats e tipo de alimento (Price et al., 2015) e normalmente o reflexo deste aporte de nutrientes é a alteração nas comunidades de fito e zooplâncton (Challouf et al., 2017).

Com respeito à carga orgânica proveniente do cultivo, as pesquisas indicam mudanças significativas nos atributos físicos, químicos e biológicos do sedimento e coluna d´agua, resultando em alterações composicionais do sedimento abaixo das tanques-rede, alteração na abundância, biomassa e biodiversidade da comunidade bentônica, mudanças nos padrões de distribuição, da abundância e da produção do fito e zooplâncton (Ballester-Moltó et al., 2017b; Farmaki et al., 2014; Salvo et al., 2017; Sarà et al., 2011).

Já a extensão dessas mudanças vem sendo geralmente observadas em escalas temporais e espaciais que variam entre meses e anos, e pouco até algumas centenas de metros da borda dos tanques-rede, embora já tenham sido notados possíveis impactos em escalas mais distantes (Challouf et al., 2017; Sarà et al., 2011; Srithongouthai and Tada, 2017; White et al., 2017; Yang et al., 2018).

O impacto no leito marinho decorrente da deposição de sólidos (resíduo de ração e fezes) é o efeito mais óbvio dos cultivos de peixes marinhos, com severos efeitos geralmente restritos a uma área localizada. Onde a taxa de deposição da matéria orgânica (MO) excede a sua capacidade natural de degradação no sedimento, criando uma camada de resíduo assentada e que provocará mudanças bióticas e abióticas (Ballester-Moltó et al., 2017a; Di Marco et al., 2017; Filgueira et al., 2017; Gu et al., 2017; Mahmood et al., 2017; Salvo et al., 2017; Srithongouthai and Tada, 2017; White et al., 2017).

Na legislação local, recentemente a Norma Operacional Padrão 32 (NOP-32) do Instituto Estadual de Ambiente (INEA) definiu normas para o licenciamento da atividade e enquadrou atividade de piscicultura intensiva de peixes carnívoros autóctones como de "insignificante" ou de "baixo impacto" sem exigência de monitoramento de qualidade d`agua, devendo apenas o produtor enviar semestralmente dados de produção e manejo ao órgão responsável. Já a nível federal a Resolução nº430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define em aguas salinas destinadas a aquicultura os limites de lançamentos de efluentes correspondentes a sua classificação (Brasil, 2011; Rio de Janeiro, 2015). Porém, estes limites não levam em consideração as características da espécie, dinâmica do local, as características do alimento ofertado e nem o impacto direto sobre o sedimento, o que limita o entendimento sobre seus reais efeitos.

Este estudo buscou acompanhar os possíveis impactos do cultivo do bijupirá em tanques-rede instalados na Baía da Ilha Grande, na região sudeste do Brasil. Para isto foi realizado o monitoramento ambiental dos parâmetros abióticos do local, da qualidade de água, do fluxo de nutrientes, da taxa de sedimentação de MO e COT, da quantidade de COT no sedimento e foi formulado um modelo preditivo de dispersão e deposição de carbono orgânico total, a fim de gerar subsídios técnicos a respeito do desenvolvimento da piscicultura marinha sustentável no Brasil.

2. **Material e métodos**

2.1 Área de estudo

A Baía da Ilha Grande, possui características ambientais geográficas e oceanográficas muito adequadas para o desenvolvimento da maricultura. A zona costeira da Baía da Ilha Grande é marcada por uma linha de costa bastante irregular e acidentada, com presença constante de costões e áreas abrigadas como enseadas, baías e sacos, incorporando um total de 187 ilhas, ilhotes, lajes e parcéis. A Temperatura Superficial do Mar (TSM) é mais alta durante o verão (24,4°C a 28,4°C), contrastando com o inverno (24 °C a 26 °C), resultado da irradiação solar mais intensa sobre o espelho d'água. Em relação a salinidade, estas variam de 27 a 37 sobretudo na superfície, devido a influência da drenagem do continente, e pelos altos índices de precipitação característicos do verão, gerando aportes significativos de água doce, principalmente nas zonas mais costeiras (Creed et al., 2007).

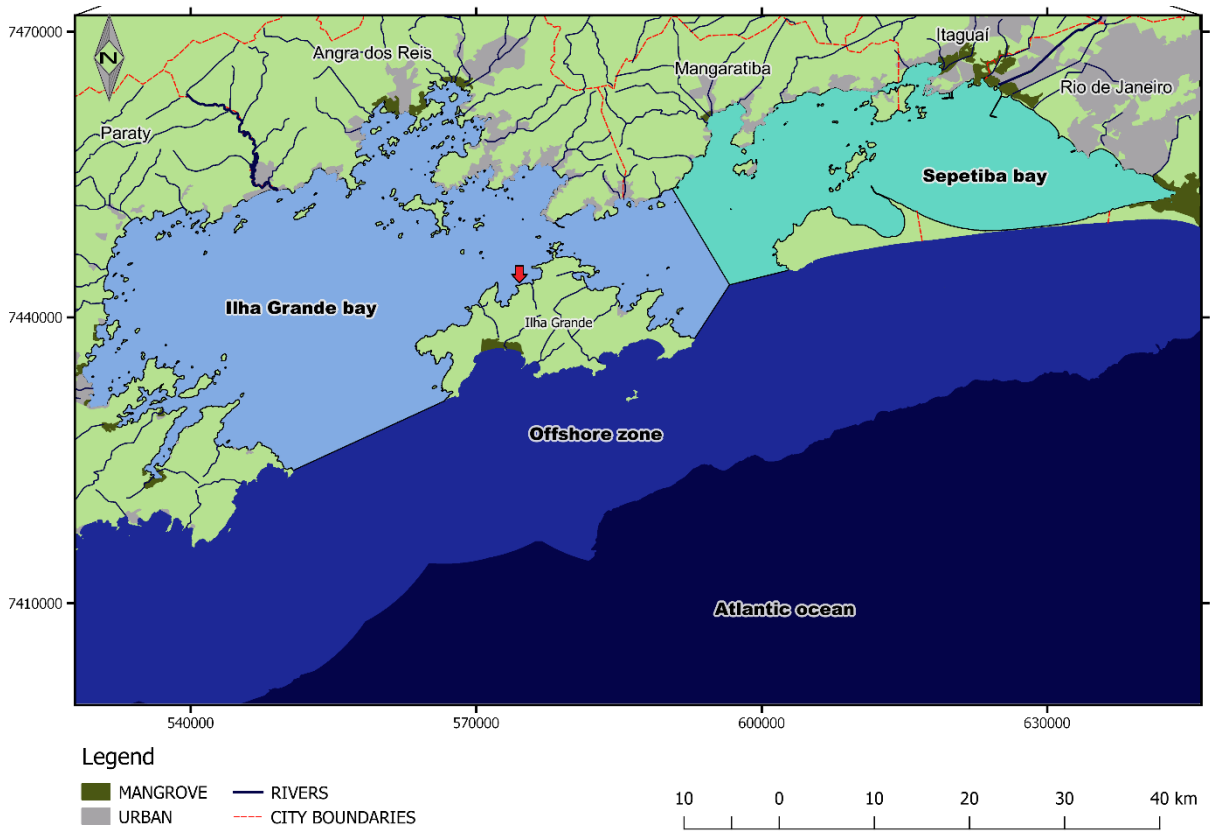


Figura 2-3.Mapa do Litoral sul do Rio de Janeiro, costa sudeste do Brasil. Seta indica local do cultivo do monitorado.

Além de abrigar diversos ecossistemas, como formações florestais em estágio de conservação médio-avançado, restingas, manguezais, ilhas, arrecifes, há intensa atividade turística, cuja

contribuição é essencial às economias locais, que convive lado a lado com atividades industriais e portuárias atreladas a setores estratégicos para o desenvolvimento nacional (Figura 1).

2.2 Cultivo e parâmetros produtivos

Juvenis de bijupirá com peso médio de 3g foram adquiridos de um produtor comercial em Ilha Bela, São Paulo, Brazil (23°51'36.92"S; 45°25'41.86"W) e transportado até uma instalação de cultivo de peixes em Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil (23° 6'50.83"S; 44°15'47.85"W). Oitocentos peixes foram aclimatados em 3 tanques rede nearshore de 24 m^{-3} (6x2x2m) numa densidade de estocagem abaixo de 1 kg m^{-3} durante 3 meses. Durante este período, os peixes foram alimentados até a saciedade aparente, com uma dieta não específica (45% Proteína Bruta e 16% Lipídeo), duas as vezes ao dia.

Posteriormente os peixes, com peso médio de 156±14 g foram transferidos para 3 tanques-rede (2x2x1.5m) com malhas de 40 mm, numa densidade de estocagem inicial de 1.7 Kg m^{-3}, montados sobre uma estrutura de Plástico Especial de Alta Densidade (PEAD) retangular de 6x3. Ao longo de 90 dias, no intervalo de 1 de abril a 30 de junho de 2015, os peixes foram alimentados a mão, duas vezes ao dia até a saciedade aparente com uma dieta formulada. A cada duas semanas, 40 peixes foram anestesiados com 50 ppm de óleo de cravo (eugenol LYSANDA®) durante 2 minutos e foram pesados em uma balança digital (Shimadzu Ux420h). Paralelamente, 3 peixes por tanque foram eutanásiados por overdose de óleo de cravo (150 ppm) e esviscerados, em seguida foi analisada a composição proximal (proteína bruta, lipídeo bruto, cinzas e umidade) através dos procedimentos padrão da AOAC (Association of Official Analytical Chemists -International, 2002).

A cada intervalo de amostragem e ao fim do experimento os seguintes parâmetros de produção e performance ambiental foram calculados:

Taxa de sobrevivência (TS) =100× ((número final de peixes) / (número inicial de peixes)) (1)

Ganho de peso (GP) =100× ((peso médio final peso médio inicial)) / (peso médio inicial) (2)

Taxa de crescimento específico (TCE) = 100× (log do peso médio final – log do peso médio inicial)/ dias de cultivo

Consumo diário de alimento (CA) =100× (consumo alimentar médio) / ((peso médio inicial ×peso médio final) ^0.5/ (tempo de cultivo)) (4)

Fator de conversão alimentar (FCA) = (consumo alimentar médio em base seca) / (ganho de peso médio) (5)

2.3 Variáveis ambientais e parâmetros físicos do local.

A temperatura da água foi registrada diariamente, em intervalos de três horas por meio de um sensor (Hobo Pendant waterproof sensor; Onset Computer Corporation, Massachusetts, USA) fixado na estrutura de flutuação dos tanques a 1,5 m de profundidade.

As gaiolas foram instaladas sob o leito marinho composto predominantemente de “areia” e “areia e lama” em sua composição granulométrica e a profundidade do local foi de 18 metros. Um estudo prévio do local, caracterizou a comunidade do sedimento como composta principalmente de Anelídeos, Moluscos, Gastrópodes, Bivalves e Poliquetas.

No local do cultivo, a circulação de água foi medida com o auxílio de um ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler – RDInstruments, modelo WorkHorse Sentinel de 600 kHz). O equipamento foi programado para armazenar dados de temperatura, pressão, corrente ao longo da coluna d’água (a cada intervalo de 0,3m) e variação da maré em intervalos de quinze minutos no decorrer de 90 dias consecutivos. Após permanecer o tempo pré-determinado o equipamento foi retirado, inspecionado para averiguação de possíveis avarias e seus dados foram transferidos e processados no software Matlab.

2.4 Qualidade de água

Amostras de água foram tomadas quinzenalmente, em triplicata, junto ao tanque, distantes 15 e 30 metros no sentido da corrente predominante do local e 150 metros no sentido oposto à corrente predominante a partir do centro da estrutura de fixação dos tanques.

As amostras foram congeladas e posteriormente em laboratório foram determinadas as concentrações de amônio (NH4+-N), nitrito (NO_2-N), nitrato (NO_3-N) fosfato (PO_4^{3-}) e clorofila α (Cl-α) através dos métodos analíticos padrão (Rice et al., 2012).

Para a comparação com os limites legais praticados pela lei vigente que regulamenta e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes (águas salinas classe 1- onde ocorrem pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo). O limite de fósforo total foi convertido para PO_4^{3-}através do fator de conversão do peso molecular de P para PO_4^{3-} (0,3261).

2.5 Amostragem de sedimento

As amostras de sedimento para análise da macrofauna foram coletadas através de mergulho autônomo com o auxílio de *corers* cilíndricos de PVC com 10 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento. O *corer* foi penetrando cerca de 15cm no sedimento inconsolado e o material contido foi armazenado em sacos plásticos identificados. As coletadas foram realizadas mensalmente, ao longo de 3 meses, com 3 réplicas e cada ponto de coleta, nas distâncias de 0, 15 e 30 metros no sentido da corrente predominante e de um ponto controle sem influência do cultivo, no sentido oposto a corrente predominante. Aliquotas do sedimento foram separadas e congelada em frascos de vidro para análises químicas.

2.6 Taxa de sedimentação

A matéria orgânica particulada (MOP) foi coletada mensalmente por meio de armadilhas de sedimento, posicionadas nos mesmos pontos dos locais onde foram realizadas as coletas de água. As armadilhas com 40 cm de diâmetro foram equipadas com seis copos cilíndricos acoplados (10 cm de diâmetro e 40 cm de altura). Antes da instalação, os copos foram preenchidos com solução hipersalina (70 ppm) com o intuito de conter a deterioração e decomposição da matéria orgânica acumulada nos copos.

As armadilhas de sedimento permaneceram por quatro ciclos de maré (~50h). As bocas dos copos da armadilha de sedimentos ficaram posicionados a três metros abaixo do fundo do tanque. Uma vez decorrido o tempo, os copos cilíndricos foram cuidadosamente selados durante mergulho autônomo e retirados da estrutura. Posteriormente o matérial foi seco em estufa (60ºC) e pesado.

Uma vez conhecido o peso da MO, a taxa de sedimentação foi calculada através da equação (6):

Taxa de sedimentação = (peso total da MOP (g)) / (área (m^{-2}) × tempo (s)) (6)

2.7 Estimativa da produção de fezes

A quantidade de fezes produzidas foi estimada a partir da quantidade de alimento consumido e a digestibilidade da matéria seca da ração, calculado a partir do coeficiente de digestibilidade de cada um dos ingredientes da sua formulação, a partir dos valores obtidos por Chi et al. (2017), Zhou et al. (2004) e Laining et al. (2003).

Para o cálculo da emissão de fezes foi usada a equação (7), levando em consideração a quantidade de alimento ofertado (em matéria seca), a conversão alimentar aparente (em matéria seca) e o coeficiente de digestibilidade de cada ingrediente da ração (CDR). Para o cálculo da emissão de

resíduo de ração (Err) foi utilizada a equação (8) que levou em conta a quantidade de alimento ofertado, a conversão alimentar aparente e a emissão de fezes (Ef).

Emissão de fezes (Ef) = (alimento ofertado / CAAp) - ((alimento ofertado / CAAp) *CDR) /100 (7)

Emissão de resíduo de ração (Err) = ((alimento ofertado total-(alimento ofertado/CAAp) -Ef) (8)

2.8 Determinação analítica de carbono orgânico e nitrogênio

O elemento carbono orgânico total (COT) presente nas amostras coletadas de MOP, na carcaça dos animais, no sedimento e na ração foram analisados através de um analisador elementar CHNO/S (2400 series; Perkin Elmer). As amostras foram preparadas e processadas seguindo proposto por Wallner-Kersanach et al. (2010). A calibração do equipamento foi realizada utilizando matérial de referência (acetanilida) seguindo faixas indicadas pelo fabricante. O controle de qualidade das amostras foi feito com matérial de referência MESS-3 (National Research Council - Canadá). O elemento nitrogênio orgânico (NOT) presente nas amostras coletadas de resíduos de ração e fezes, na ração, na carcaça dos animais e no sedimento foi analisado através do método Kjeldhal.

2.9 Determinação da quantidade de nitrogênio excretado oriundo do cultivo

O aporte de nitrogênio oriundo da ração foi calculado pela equação (9) levando em conta o total de ração ofertada (matéria seca) e o total de nitrogênio contido na ração:

NI= total de ração ofertada × total de nitrogênio na ração (9)

A quantidade de nitrogênio retida foi estimada através da equação (10) levando em consideração a biomassa total produzida e o total de nitrogênio contido na carcaça:

NR= =biomassa total produzida × quantidade de nitrogênio na carcaça (10)

A quantidade de nitrogênio perdido por conta da mortalidade dos animais foi estimada através da equação (11) levando em conta o número de peixes mortos, o peso médio final e o total de nitrogênio contido na carcaça:

NM= [(total de peixes mortos × peso médio final) × proteína bruta na carcaça] (11)

Por fim, o nitrogênio excretado foi calculado através da equação de balanço de massa (12):

NE=NI-NR-NM (12)

2.10 Determinação da quantidade de carbono orgânico excretado oriundo do cultivo

O aporte de carbono oriundo da ração foi calculado pela equação (13):

COTa=total de alimento ofertado × quantidade de COT na ração. (13)

A quantidade de COT retido foi estimada através da equação (14):

COTr=biomassa total final X quantidade de COT na carcaça (14)

A quantidade de COT perdido por conta da mortalidade dos animais foi estimado pela equação (15):

COTm = (total de peixes mortos × peso médio final) × COT na carcaça (15)

O carbono orgânico excretado foi calculado através da equação de balanço de massa (18):

COTe = COTa-COTr-COTm (16)

Por fim a quantidade de carbono orgânico excretado na forma dissolvida, foi calculado a partir do COT excretado e da quantidade de carbono na MOP;

COTd = COTe-COT na matéria orgânica particulada (17)

2.11 Acumulação de carbono orgânico no sedimento.

A acumulação de COT no sedimento foi calculada para cada estação de amostragem, em cada período amostral, através da equação (18):

COT acumulado no sedimento = COT total final no sedimento - COT total inicial no sedimento (18)

2.12 Modelo de dispersão.

Cada componente da velocidade da corrente (x;y) foi utilizado em um modelo simples de deposição para estimar os componentes da distância percorrida (x;y) correspondentes ao alimento desperdiçado e as partículas de fezes, baseado na mesma abordagem de Gowen et al. (1989) {Gowen, 1989 #78} e Grizzle et al. (2014)

d (x ou y) = (h×u (x ou y)) / (V (1 ou 2)) (19)

Onde h é a distância vertical que o resíduo percorre do fundo do tanque ao leito.

u é o componente do vetor velocidade da corrente.

V é a velocidade de afundamento do alimento desperdiçado (1) e das fezes (2).

Uma vez que a velocidade de afundamento das fezes é difícil de calcular, especialmente *in situ* e vários estudos com outras espécies já foram realizados, apontado que as médias variaram entre 0.48 e 6 $cm.s^{-1}$, como resumido por Magill et al. (2006), este estudo, por conta das características das fezes do bijupirá utilizou um valor de 1 cm. s^{-1}, conforme sugerido por Rensel et al. (2007) e Rapp et al. (2007).

2.13 Modelo de sedimentação

O modelo de sedimentação baseado em SIG foi feito em um modulo Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) compatível com o Qgis 3.0 e requereu a entrada dos dados do modelo de dispersão e a quantidade hipotética de carbono orgânico total de acordo com a biomassa dos tanques e temperatura. A quantidade hipotética de carbono total foi calculada por meio de uma função linear entre a quantidade de carbono orgânico total sedimentada e distância em metros, obtida durante o período de maior taxa de deposição obtido neste estudo.

Foram feitas 720 camadas, cada uma representando a sedimentação durante o período de uma hora. Essas camadas foram resultado de 4 pontos (XYZ) interpolados entre si, que corresponderam a entradas de 15 minutos de monitoramento. Ao fim todas as imagens foram sobrepostas numa operação de soma, formando uma única imagem correspondente ao período de um mês, posteriormente multiplicada por 12, a fim de se prever o período de um ano.

Em todas as camadas sobrepostas as dimensões foram referenciadas num arranjo de célula de 500 x 500, cada uma representando um metro quadrado

2.14 Análises estatísticas.

Resumidamente, todos os dados foram testados quanto a normalidade (Shapiro Wilk) e homogeneidade da variância (Cochran), quando necessário os dados foram convertidos objetivando testes paramétricos (Zar, 2010). Os resultados foram apresentados como média e desvio padrão e foram analisados quanto a variância de duas vias (ANOVA two way). Quando os testes indicaram efeitos significativos dos tratamentos, testes post-hoc (Tukey-s HSD) foram utilizados para determinar as diferenças entre médias. Em todos os casos foi utilizado um nível alfa de 0.05 ($p<0.05$).

Quando não foi possível normalizar os dados foi realizado um teste não paramétrico (H - Kruskal Wallis) para detectar diferenças entre as variáveis e os grupos tempo e distância.

Em alguns casos onde houve diferenças significativas entre médias foi realizada uma correlação linear de Pearson para valores paramétricos e de Spearman para não paramétricos com as variáveis nominais do estudo (distância, tempo, temperatura e biomassa)

3. **Resultados**

Os dados do cultivo são apresentados na Tabela 1. O ganho de peso total durante o período foi de 74,9 Kg, a adição total de alimento foi estimada em 147,8 Kg e a conversão alimentar média de 1,92 ± 0,4. A velocidade de afundamento da ração foi de 1,05 cm. s^{-1}. A biomassa final foi estimada em 107,7 Kg

Tabela 2-6. Características do cultivo e performance produtiva do cultivo de bijupirá.

Parâmetro	
Peso inicial (g)	155 ± 13,9
Peso final (g)	513 ± 6,13
Ganho total de peso (Kg)	74,98
Biomassa total final (Kg)	107,7
Quantidade total de alimento ofertado (bs Kg)	147,79
Densidade de estocagem inicial ($kg.m^{-1}$)	1,8 ± 0,1
Densidade de estocagem final ($kg.m^{-1}$)	5,9 ± 0,7
Taxa de crescimento específico (% bs dia^{-1})	1,39 ± 0,78
Conversão alimentar (base seca)	1,92 ± 0,47
Velocidade de afundamento da ração ($cm.s^{-1}$)	1,05 ± 0,2

Durante o experimento as temperaturas oscilaram, com máximas de 33ºC e mínimas de 16ºC, mas na média se mantiveram em média 25 ± 1.8 ºC A velocidade de corrente residual média no local do cultivo foi de 2,46 cm. s^{-1}, com picos registrados de 11 cm. s^{-1} (Fig. 2; Tabela 2)

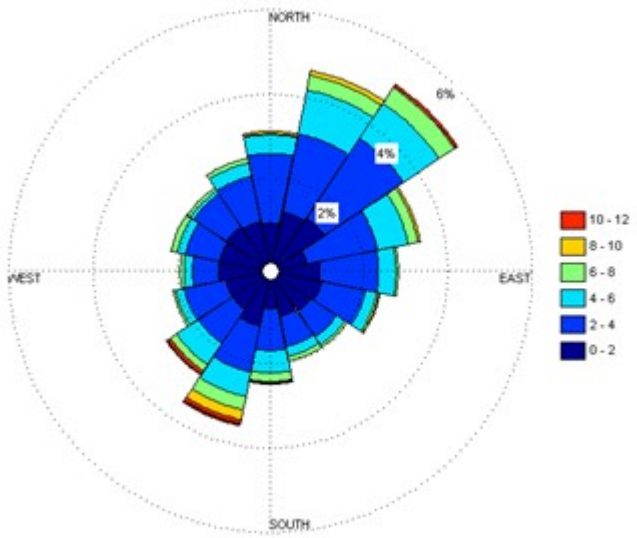


Figura 2-4. Diagrama de dispersão e velocidade de corrente registradas no local do cultivo, 12 metros acima do fundo.

Tabela 2-7.Frequência das velocidades de corrente.

$cm.s^{-1}$	0 a 2	2 a 4	4 a 6	6 a 8	8 a 10	10 a 12
Frequência	30.74%	47.33%	17.12%	4.07%	0.50%	0.24%

A análise de variância em duas vias mostrou que há efeito da distância (p< 0,01) e do tempo (p< 0,01) nos níveis de amônio registrado no local do cultivo. Em geral os pontos abaixo dos tanques foram significativamente diferentes das áreas adjacentes e do controle (Fig.2). Os níveis de fosfato (Fig.3) foram analisados através do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, mostrando efeito do tempo (p<0,01) e testes *post hoc* mostraram diferenças entre os dois primeiros e os demais períodos amostrados. Testes não paramétricos (H – Kruskal-Wallis) não indicaram efeito de distância ou tempo sob os níveis de Clorofila α registrados (Fig.4), todos esses parâmetros tiveram correlação positiva com aumento de biomassa (NH4+-N: R^2 0,316; PO_4^{3-}: R^2 0,710; Cl-α :R^2 0,139). Já nitrito e nitrato não foram detectados ao longo do tempo de estudo.

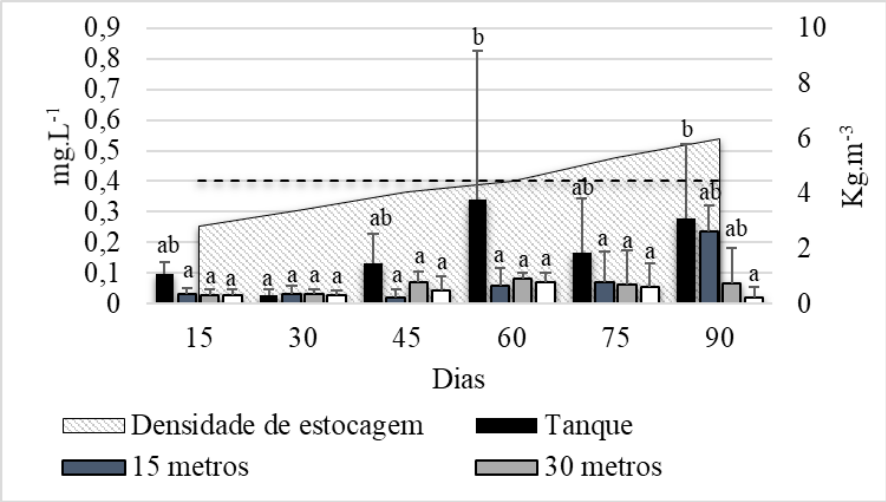


Figura 2-5. Quantidade de amônio (NH4+-N) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo. Linha pontilhada se refere ao nível indicado na CONAMA (Resolução 357). Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes.

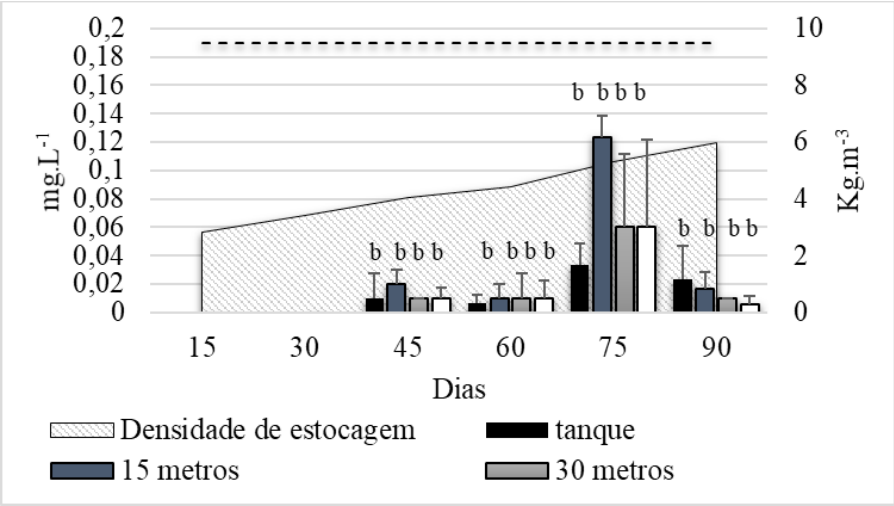


Figura 2-6. Quantidade de fosfato (PO_4^{3-}) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo. Linha pontilhada se refere ao nível indicado pelo CONAMA (Resolução 357 - classe 1, águas salinas) para fósforo total convertido em PO_4^{3-} (fator 0.3261). Valores apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).

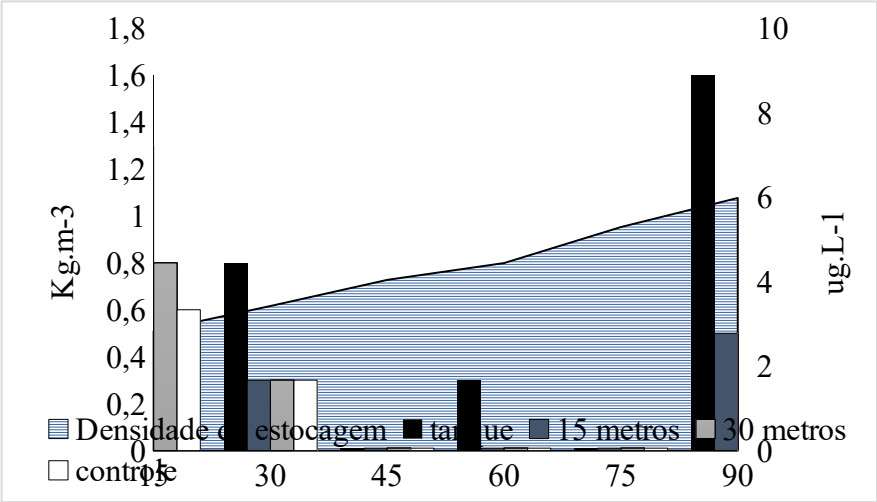


Figura 2-7. Quantidade de clorofila α (Cl-α) registrada na coluna d´água durante o monitoramento do cultivo.

A quantidade de Nitrogênio excretado variou de acordo com a temperatura e durante o tempo de experimento foi em média de 0.075 g N. Kg^{-1} de peixe. Mesmo padrão da quantidade de carbono orgânico total excretado que durante o tempo de experimento foi em média de 0.242 g C. Kg^{-1} de peixe (Tabela 3).

Tabela 2-8. Balanço de massa dos nutrientes nitrogênio e carbono orgânico total, durante o cultivo.

	Aporte	Retenção	Mortalidade	Excreção
g $N.kg^{-1}$ biomassa	0.10 ± 0.001	0.03 ± 0.001	0.00 ± 0.002	0.07 ± 0.000
%	100	26.6	1.6	71.9
g $C.kg^{-1}$ biomassa	0.75 ± 0.009	0.47 ± 0.019	0.04 ± 0.021	0.24 ± 0.015
%	100	62.4	5.5	32.1

A temperatura influenciou diretamente na quantidade de alimento consumido e na conversão alimentar, afetando assim a quantidade de matéria orgânica particulada (Figura 6) Na primeira amostragem, quando as temperaturas médias se mantiveram mais elevadas (26.8ºC) a taxa de deposição no ponto abaixo dos tanques foi 7x maior se comparado aos outros dois períodos, na mesma estação. A análise de variância de duas vias mostrou que há efeito do tempo e da distância, porém sem interação entre essas duas variáveis na taxa de deposição de matéria orgânica ($p < 0.001$).

Houve diferenças significativas entre as distâncias de 0, 15 e 30 metros a partir do centro do tanque em relação ao ponto controle durante o mês de abril. A deposição também foi significativamente maior no mês de abril se comparada aos demais meses monitorados.

A correlação entre deposição de matéria orgânica e temperatura foi positiva (R^2 0,673)

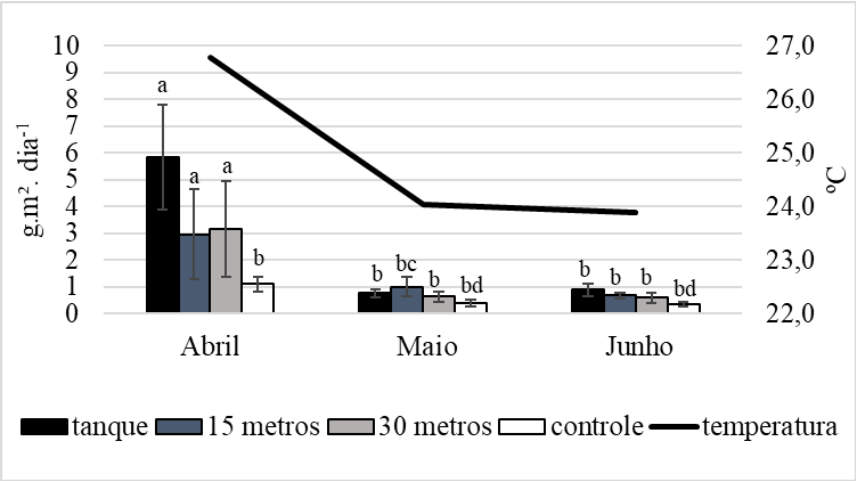


Figura 2-8. Taxa de sedimentação de matéria orgânica particulada por dia. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).

A partir da digestibilidade dos ingredientes, do consumo e da conversão alimentar (Tabela 4), a maior quantidade de resíduos gerados foi calculada como ração não consumida.

Tabela 2-9. Quantidade de ingredientes, coeficiente de digestibilidade, total de fezes e total de resíduos de ração.

Ingrediente	Quantidade ($g.kg^{-1}$)	Convertido ($g.kg^{-1}$)	Coeficiente de digestibilidade (%)	Digerido ($g.kg^{-1}$)	Fezes ($g.kg^{-1}$)	Resíduo de ração($g.kg^{-1}$)
Farinha de peixe [a]	500.0	260.4	85.2 [1]	221.9	38.5	201.0
Farelo de soja [b]	53.2	27.7	68.3 [2]	18.9	8.8	16.7
Quirera de arroz [c]	140.0	72.9	22.2 [3]	16.2	56.7	10.4
Farinha de milho [d]	117.4	61.1	84.6 [2]	51.7	9.4	46.8
Farinha de vísceras de aves [e]	172.8	90.0	80.9 [2]	72.8	17.2	65.6
Óleo de peixe [f]	10.0	5.2	91.4 [1]	4.8	0.4	4.3
DL – Metionina [g]	2.2	1.1	100.0 [4]	1.1	0.0	1.1
Vitamin	4.0	2.1	100.0 [4]	2.1	0.0	1.9

premix [h]						
Antifungal [i]	0.2	0.1	100.0 [4]	0.1	0.0	0.1
BHT [j]	0.2	0.1	100.0 [4]	0.1	0.0	0.1
Total	1000.0	517.4		389.7	131.1	348.1

* - CAAp: 1.92:1

[1] - Valores respectivos das farinha e óleo de peixe comum, dado por Chi et al. (2017)

[2] - Valores respectivos dados por Zhou et al. (2004)

[3] - Na falta de dados sobre a digestibilidade da quirera de arroz para o bijupirá, optou-se por utilizar o coeficiente de digestibilidade para outro peixe marinho carnívoro, a garoupa humpback *Cromileptes altivelis* (Laining et al., 2003)

[4] - Presumindo a completa digestibilidade destes ingredientes.

A dispersão da matéria orgânica particulada foi concentrada nos 30 primeiros metros junto ao tanque atingindo até 200 metros em condições ocasionais (Figura 7).

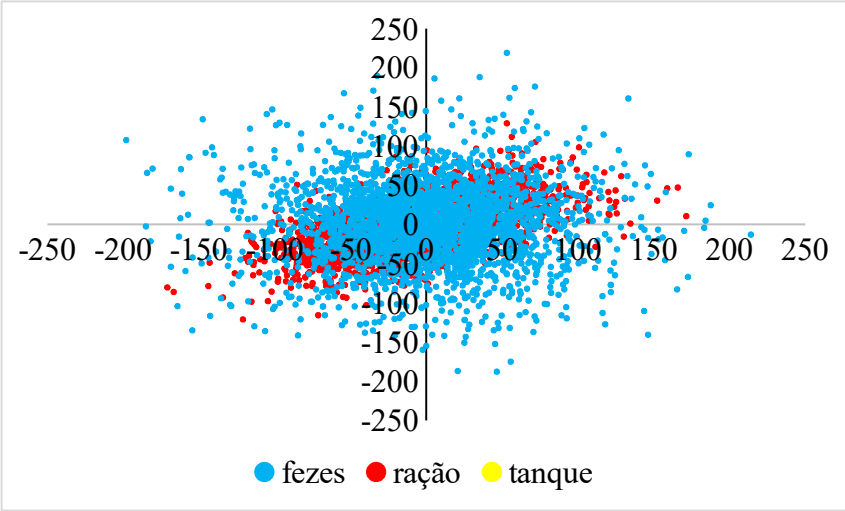


Figura 2-9. Mapa de dispersão da matéria orgânica particulada, na forma de resto de ração (pontos vermelhos) e fezes (pontos azuis). Ponto amarelo representa o centro do tanque. Cada ponto corresponde a posição da dispersão da partícula durante um evento a cada 15 minutos.

A taxa de sedimentação de carbono orgânico total particulado (Figura 8) abaixo dos tanques, foi significativamente maior do que nas áreas adjacentes e controle durante o início do experimento e igual nas áreas adjacentes e diferente da área controle, durante os outros dois períodos amostrais. A análise de variância de duas vias mostrou que há efeito do tempo, da distância e da interação entre essas duas variáveis na taxa de deposição de carbono orgânico ($p < 0.001$).

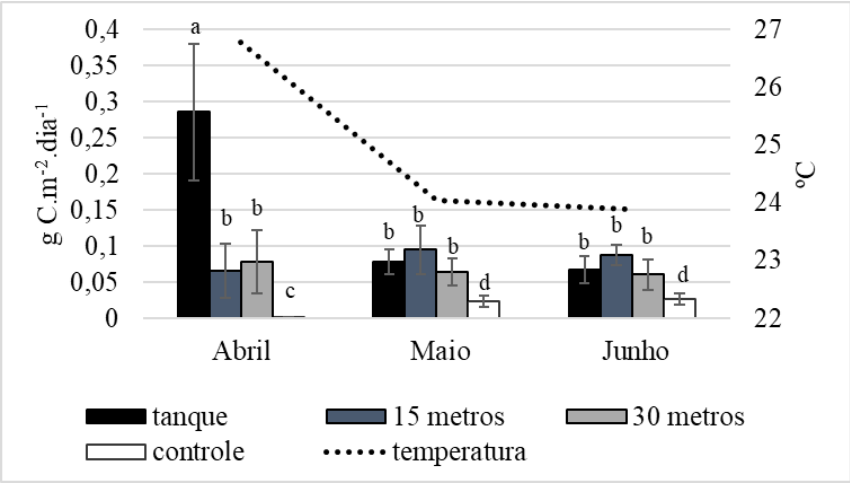


Figura 2-10. Taxa de sedimentação de carbono orgânico total por dia. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).

A análise de variância em duas vias mostrou que há efeito do tempo ($p < 0.01$) e da interação entre tempo e distância ($p < 0.05$) na quantidade de carbono orgânico no sedimento (Figura 9), sem tendência de acúmulo em nenhuma dessas. Pelo contrário, foi observado quantidade significativamente menor no mês de junho quando comparado aos meses de abril e maio no ponto 30 metros distante do centro do tanque.

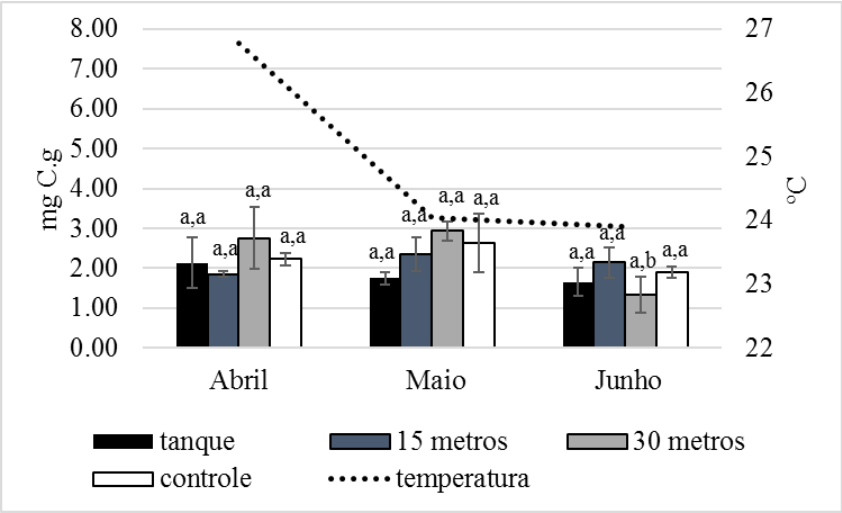


Figura 2-11. Quantidade de carbono orgânico total no sedimento. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).

O modelo de sedimentação (Figura 10), para as condições simuladas, apontou um acúmulo máximo de 11 gC. m^{-2}. ano^{-1}, especialmente nas áreas abaixo do tanque.

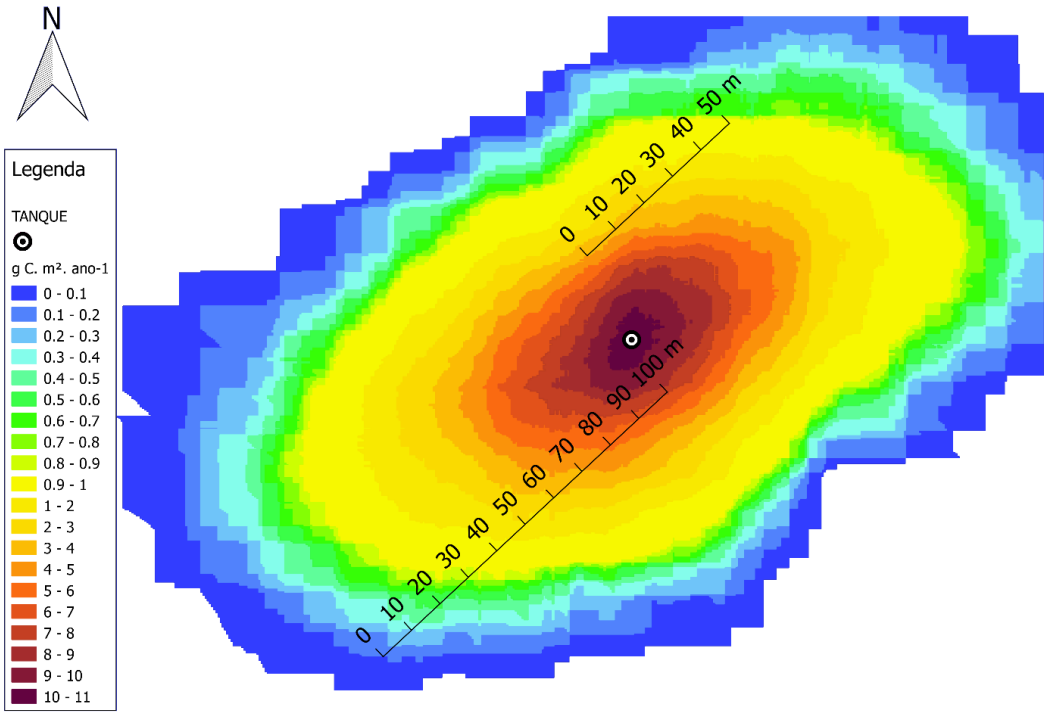


Figura 2-12. Modelo preditivo de sedimentação de carbono orgânico total no sedimento, de acordo com a biomassa.

4. **Discussão**

A determinação da capacidade de suporte é uma importante ferramenta para definir os limites maximos de produção decorrentes da aquacultura, evitando assim impactos significativos sobre o escossistema. A preocupação quanto a determinar este limite vem aumentando principalmente no que diz respeito aos impactos ambientias gerados pela aquicultura realizada em corpos d´agua fechados ou semi-fechados, com baixa taxa de renovação de agua (Bueno et al., 2017; Ross et al., 2013).

O aporte de nutrientes decorrentes da emissão de efluentes pode ser mais facilmente observado ao redor de cultivos realizados em zonas costeiras ou em habitats intertidais onde a hidrodinâmica é baixa (Price et al., 2015). Geralmente, onde a circulação de água e o movimento de marés são vigorosos, não se detectam qualquer influência, ou somente são detectados impactos transitórios na

qualidade da água e nas cadeias alimentares. Já em ambientes de circulação limitada, os impactos são mais aparentes (Alongi et al., 2003; Farmaki et al., 2014).

Na Baía da Ilha Grande (BIG) o fluxo das correntes marítimas é bem conhecido, fluindo em direção leste (águas oriundas da plataforma continental, mais frias e salinas) e na direção contrária, para fora da Baía de Sepetiba (águas quentes e menos salinas). A BIG tem uma fraca circulação devido à maré sobreposta por um fluxo quase estacionário, induzido pelos diferentes gradientes de densidade d'água (Ikeda and Stevenson, 1980; Signorini, 1980).

A existência de dois canais de comunicação com o oceano faz com que as correntes de maré sejam mais fracas nos setores mais internos da baía, uma vez que estas adentrariam a baía da Ilha Grande tanto pelo lado oeste quanto pelo lado leste, antes da preamar, gerando velocidades de poucos $cm.s^{-1}$. Como resultado, o tempo de residência apresenta-se bem maior no fundo do sistema de baías, próximo ao continente, mesmo sob o efeito das marés meteorológicas. Próximo aos canais de comunicação com o oceano os fluxos de maré são mais intensos e alternantes, atingindo velocidades de 50 a 75 cm/s.

Outro fator importante está relacionado com a quantidade e a qualidade do alimento oferecido aos animais confinados, uma vez que cultivos que utilizem alimento úmido ou in natura ao invés de dietas formuladas, acabam por excretar mais nutrientes no ambiente circundante (Landuci et al, 2018 no prelo; capítulo 1).

Níveis baixos de contribuição de nutrientes podem ser difíceis de detectar, especialmente em ambientes já eutrofizados ou que recebem efluentes provenientes da ação antropogênica. Em ecossistemas de baixa produtividade natural, a dispersão e assimilação normalmente mascaradas em outros ambientes são mais facilmente percebidas, fornecendo melhores informações sobre suas trajetórias (White et al., 2017).

Quando detectados, os valores máximos de nutrientes observados na agua dos locais amostrados durante o período monitorado (NH4+-N: 0.16 $mg.L^{-1}$; PO_4^{3-}: 0.14 $mg.L^{-1}$; Cl-α: 1.6 $\mu g.L^{-1}$), se mantiveram próximos ou abaixo das concentrações máximas observadas por Creed et al. (2007) no ambiente natural da BIG (NO_3-N: 0.38 $mg.L^{-1}$; NO_2-N: 0.16 mg..L^{-1}; PO_4^{3-}: 0.13 $mg.L^{-1}$; Cl-α: 2.7$\mu g.L^{-1}$), um local caracterizado como oligotrófico com baixa disponibilidade de nutrientes. Em relação a legislação vigente, estes valores sempre se mantiveram abaixo dos limites estabelecidos, sendo possível afirmar que os impactos oriundos do lançamento de nutrientes são mínimos ou inexistentes.

Normalmente é aceito que em nível local, a dispersão de sólidos derivada dos tanques na coluna d´agua, é conduzida pela corrente predominante e que a dispersão vertical é muito mais influente que a horizontal (Cromey and Black, 2005). Entretanto, as partículas estão sujeitas às ações tridimensionais aleatórias, as quais são influenciadas não somente pela hidrodinâmica geral das áreas, mais também por conta das interações das correntes com as estruturas, disposição dos tanques e o movimento dos peixes nos tanques. Isso implica que o resíduo pode tomar outras direções, tendo uma influência baixa da corrente principal (Ballester-Moltó et al., 2017b).

O modelo de dispersão apontou uma influência de até 200 metros, predominantemente na direção da corrente do local, com interferência da linha de costa. Nele a contribuição do alimento não consumido para o enriquecimento orgânico do fundo do mar, foi maior e mais localizado logo abaixo das gaiolas, reduzindo conforme a distância das unidades de produção aumentava. Por outro lado, a contribuição das fezes dos peixes aumentou conforme se afasta das instalações.

Resultado semelhante foi observado por Chamberlain and Stucchi (2007) que atestaram que resíduos de ração são o fator que mais contribuiu para o enriquecimento orgânico (50-75%) e que os resíduos de fezes passaram a ter maior importância, em distâncias superiores a 100 metros de distância do local de cultivo

Fezes são mais susceptíveis a mineralização (Piedecausa et al., 2012) e quando comparada à ração, são menor fração dos resíduos. A produção de fezes está relacionada a digestibilidade dos alimentos e é fácil de quantificar. Já a fração de alimento não consumido é muito difícil de prever, já que depende muito das práticas de alimentação do produtor, comportamento da espécie durante a alimentação e das próprias características do alimento (Ballester-Moltó et al., 2017b).

A partir dos cálculos de emissão de fezes (10,69% do total de alimento ingerido), foi estimada a quantidade média de alimento não consumido em 36,4% que variou conforme a temperatura. Durante o verão o aproveitamento do alimento foi de 29% (27,9ºC) e com o decréscimo da temperatura (23,7ºC) o desperdício foi de 66% ao fim do experimento.

No presente estudo, foi observada uma tendência do aumento da taxa de sedimentação de MOP e consequentemente de COT, de acordo com a proximidade com o centro do tanque-rede com um valor médio máximo registrado de 5,85 $g.m^{-2}.dia^{-1}$ e 0,28 g C. $m^{-2}.dia^{-1}$, respectivamente. Entretanto, foi observada diferença significativa apenas entre os pontos diretamente abaixo das unidades de produção e o ponto controle durante o verão.

Em áreas do Mediterrâneo e do Mar Adriático, Holmer et al. (2007) relatam taxas de sedimentação de M.O de até 65g. $m^{-2}.d^{-1}$ e 7g C $m^{-2}.d^{-1}$ em cultivos de robalo europeu (*Dicentrarchus labrax*) e "gilthead seabream" (*Sparus aurata*), localizados em áreas oligotróficas e com baixo hidrodinamismo na Itália, Jusup et al. (2009) registraram até 55 $g.m^{-2}.d^{-1}$ de deposição abaixo de tanques-rede de cultivo de sea bass e seabrem em uma área deposicional na Croácia e Ballester-Moltó et al. (2017b) verificaram taxas de deposição máximas de até 47 $g.m^{-2}.d^{-1}$ de M.O em cultivos de "seabream" na Espanha, em áreas de grande circulação (10-20 $cm.s^{-1}$). Já Rapp et al. (2007) monitorando um ciclo de cultivo (5 - >3000g) do bijupirá, em ambiente de mar aberto e grande hidrodinamismo em Porto Rico, observaram taxas de deposição que variaram de 1,14 no início, até 21,4 $g.m^{-2}.d^{-1}$ de M.O, ao final.

Outros relatos, mas que tratam da deposição de carbono orgânico, registram valores entre 2 - 12 g C $m^{-2}.d^{-1}$ (Srithongouthai and Tada, 2017; Yoshikawa et al., 2017).

Cromey et al. (2012), através do modelo MERAMOD, para as condições do mediterrâneo oriental de baixo hidrodinamismo, determinaram um fluxo de COT de 4,1 g. $m^{-2}.d^{-1}$, como um limite aceitável de deposição, sendo que valores acima e abaixo deste intervalo, ocasionaram alteração na composição das espécies de organismos bentônicos presentes no sedimento. Já Sutherland et al. (2018) relatam a cobertura de 50 % do sedimento por bactérias oxidantes de sulfeto com um fluxo de carbono orgânico total modelado de 2 g C m^2. dia^{-1}. Todos esses valores muito superiores ao registrado e modelado durante o monitoramento deste estudo.

É fato que essas variações na taxa de deposição, além dos fatores já citados, são resultadas também de características geográficas e oceanográficas que influenciam diretamente na dispersão dos resíduos gerados pelo cultivo, sendo assim difícil obter um padrão com valores de recomendação para taxa de sedimentação na piscicultura marinha.

Stigebrandt (2011) e Cromey et al. (2002) discutindo sobre modelos empíricos de previsão da capaciade de suporte para salmonídeos, determinaram um valor limiar de corrente entre 9.5-10 cm s^{-1}, que se ocasionalmente é excedido cria uma condição de ressuspensão da matéria orgânica sedimentada no fundo, que é transportada para longe do local de cultivo, proporcionando uma capacidade de suporte ilimitada. Para fins de comparação sobre o efeito das correntes na capacidade de suporte, Keeley et al. (2013) atestaram ser necessária quase que o dobro da taxa de deposição para induzir efeitos adversos no ambiente em locais com grande dispersão, quando comparados a locais não dispersivos.

Contudo, a matéria fecal do salmão é muito mais densa e consistente do que a maioria dos peixes marinhos (Reid et al., 2009) e dessa maneira esse valor limiar para salmonídeos não é

apropriado para o bijupirá. Rensel et al. (2007) selecionaram um limite de velocidade residual de corrente 6 $cm.s^{-1}$ para uma série de modelos de deposição, mas variaram tanto para cima quanto para baixo para verificar seus efeitos, observando um aumento da quantidade de carbono orgânico depositado abaixo das tanques-rede, conforme o aumento do limite de ressuspensão.

No local deste estudo, os dados coletados pelo ADCP apontaram uma velocidade média de corrente residual inferior a 6 $cm.s^{-1}$ em 95% do tempo e modelos hidrodinâmicos previamente formulados, também indicam uma grande quantidade de áreas com valores de corrente residual médias inferiores a este valor (ver Capítulo 4) o que indica que embora haja condições de ressuspensão essas são ocasionais ou limitadas.

Diferente da previsão do modelo de sedimentação deste estudo e do relatado em outros estudos, não foi observado a tendência de acumulação de COT no sedimento em nenhum dos pontos amostrais do local do cultivo. Farmaki et al. (2014) analisando impactos nos sedimentos marinhos decorrentes de cultivos intensivo de peixes em três áreas costeiras na Grécia, observaram que o enriquecimento de carbono abaixo das tanques-rede variou entre 83 a 350% quando comparado com as amostras controle. Esses valores são ainda menores que o reportado num estudo similar na Espanha (Mendiguchía et al., 2006), onde a média de enriquecimento foi de 445% com um máximo de 641% comparado ao controle.

A situação observada no presente estudo, pode ser atribuída em certa parte aos raros eventos de ressuspensão ocorridos pela incidência de correntes propícias, além do consumo pelos organismos comedores de depósito presentes no sedimento, da fauna circundante aos tanques-redes que aproveitam os resíduos de ração prestando um serviço ecológico e também pela composição granulométrica do local de estudo, composta por “areia” e “areia e lama”, tipos de sedimento mais permeáveis que possibilitam melhor as trocas gasosas e são tecnicamente mais resistentes, uma vez que é sabido que

habitats mais sensíveis respondem de maneira diferente ao outros (Ballester-Moltó et al., 2017a; Martinez-Garcia et al., 2015; Sanz-Lázaro et al., 2011; Sospedra et al., 2015).

As densidades de estocagem baixas durante o cultivo (1.8-5.9 $kg.m^{-3}$), associadas à variação de temperatura (21.6 – 29ºC) durante o período monitorado foram responsáveis pela pouca oferta de alimento e consequente baixo aporte de MOP e COT observado durante o experimento.

Em termos de comparação, na Baía de Shido (Japão), Srithongouthai and Tada (2017) registraram uma taxa de deposição orgânica sob uma tanques-rede de *Seriola quinqueradiata* de 3,93 $gC\ m^{-2}.d^{-1}$ com pouca alimentação e 11,7 g. C $m^{-2}\ d^{-1}$ com alta oferta de alimento (2-6 vezes maior que o controle).

Assim, novas previsões hipotéticas devem ser formuladas baseadas em diferentes valores desses parâmetros zootécnicos e abióticos.

A maior quantidade de partículas foi excretada na forma de ração não consumida. Dessa forma, os esforços para se reduzir as taxas de sedimentação de matéria orgânica, devem se focar principalmente em minimizar perdas e a adoção de boas práticas de manejo alimentar, uma vez que os coeficientes de digestibilidade dos ingredientes da ração já estão próximos do potencial máximo.

Mahmood et al. (2017) relatam que a maior contribuição no aporte de COT em áreas costeiras provem de fontes alóctones e autóctones. As concentrações alóctones de COT são normalmente reguladas por aporte terrestres e fluviais. Grandes aportes terrestres sazonais, junto das atividades aquícolas tem uma grande importância na dinâmica da matéria orgânica em águas costeiras. Assim, nessas áreas estudos sazonais são importantes para investigar as influencias das descargas fluviais e práticas aquícolas no ciclo da matéria orgânica.

O presente estudo foi desenvolvido em um período de três meses, ao fim do verão e inicio do outono no hemisfério sul. A Baía da Ilha Grande é conhecida por sofrer sazonalmente grande influência pluvial e fluvial em suas águas e é uma baia densamente populosa e com inúmeras atividades diretamente relacionadas as áreas costeiras e uso de seus recursos naturais. Logo, se faz necessária uma abordagem temporal maior para que haja condições de comparar os níveis de acumulação e dispersão de nutrientes e os efeitos das fontes externas nessas variações.

Na Europa, os estudos de impacto ambiental determinam a entrega de autorização para o produtor, acompanhada de indicações que determinam cotas específicas de produção. A natureza da cota varia de acordo com o país, restringindo ou a produção anual de peixes, ou a distribuição anual de alimento por cultivo, ou a emissão de nitrogênio, ou densidade de estocagem ou local e tem como principal objetivo limitar o impacto a um nível aceitável (Besson et al., 2017; Holmer et al., 2008).

Assim, no Brasil, esta ferramenta também se mostra uma alternativa plausível para combater os efeitos indesejáveis, porém o tipo de cota adotada deve levar em conta critérios específicos e objetivos a serem alcançados. Outra maneira mais recomendada de mitigação destes efeitos adversos no ambiente e com grande aceitação local é a aquicultura multi-trófica integrada (AMIT), que usa uma abordagem de reciclagem natural, através de diferentes grupos tróficos que além de atuarem como mitigante, também se beneficiam do alimento disponível potencialmente resultando em benefícios comerciais (Chopin et al., 2012).

Porém, a dominância dos fluxos verticais da matéria orgânica no cultivo de peixes sugere que somente os cultivos suspensos de moluscos filtradores não são capazes de reduzir a carga orgânica do cultivo e que para o aumento da capacidade de mitigação dos resíduos orgânicos acumulados, o uso de espécies detrítivoras ambiente bentônico diretamente a baixo dos tanque-rede é sugerido (Mahmood et al., 2017)

5. **Conclusão**

Os efeitos da descarga de nutrientes na qualidade de água e suas complicações secundárias são mínimos e se mantêm dentro dos parâmetros normais do ambiente e limites legais vigentes no Brasil. Os impactos ambientais gerados pelo cultivo de bijupirá na Baía da Ilha Grande, são mais concentrados no sedimento abaixo dos tanques de cultivo e até 30 metros do centro dos tanques, porém sua influência em condições ocasionais pode ser de até 200 metros de distância para os resíduos de fezes.

A taxa máxima de deposição foi menor que o relatado por outros autores para outros locais e espécies, podendo ser caracterizada como de baixo impacto nas condições do local. Contudo são necessárias abordagens temporais maiores, além do monitoramento de outras fases de cultivo de forma a contextualizar os efeitos da sazonalidade, do tamanho dos peixes e dos sistemas de produção no nos impactos gerados.

O modelo preditivo de deposição de COT é uma ferramenta útil para avaliação dos possíveis impactos, porém uma vez que é altamente dependente da velocidade de corrente e de fenômenos de ressuspensão, deve ser validado através do monitoramento da velocidade de corrente *in situ.*

Como forma de mitigação e a fim de se obter a sustentabilidade ambiental aliada a intensificação dos cultivos de peixe na Baía da Ilha Grande, são sugeridas medidas como: melhoria do manejo produtivo, rotação de áreas; adoção de cotas de produção e sistemas de cultivo integrados multi-tróficos.

6. **Agradecimentos**

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Brasil) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq,

Brasil). Os autores também agradecem a Sr. Kazuo Tonack e a Maricultura Costa Verde. Luis Poersch possui bolsa de pesquisa do CNPq.

7. **Referências**

Alongi, D.M., Chong, V.C., Dixon, P., Sasekumar, A., Tirendi, F., 2003. The influence of fish cage aquaculture on pelagic carbon flow and water chemistry in tidally dominated mangrove estuaries of peninsular Malaysia. Marine Environmental Research. 55, 313-333.

Association of Official Analytical Chemists -International, A.O.A.C., 2002. Official methods of analysis. 17ed, 17 ed ed. AOAC International, Gaithersburg, MD.

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., 2017a. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. Marine Environmental Research. 130, 166-173.

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., 2017b. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? Marine Pollution Bulletin. 119, 23-30.

Baumgarten, M.G.Z., Wallner-Kersanach, M., Niencheski, L.F.H., 2010. Manual de análises em oceanografia química. FURG, Rio Grande, Brazil,.

Besson, M., de Boer, I.J.M., Vandeputte, M., van Arendonk, J.A.M., Quillet, E., Komen, H., Aubin, J., 2017. Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. PLOS ONE. 12, e0173131.

Black, K.D., Calder, L.A., Nickell, T.D., Sayer, M.D.J., Orr, H., Brand, T., Cook, E.J., Magill, S.H., Katz, T., Eden, N., Jones, K.J., Tsapakis, M., Angel, D., 2012. Chlorophyll, lipid profiles and

bioturbation in sediments around a fish cage farm in the Gulf of Eilat, Israel. Aquaculture. 356-357, 317-327.

Brasil, 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). in: (CONAMA), C.N.d.M.A. (Ed.), 430. Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, pp. 9.

Bueno, G.W., Bureau, D., Skipper-Horton, J.O., Roubach, R., Mattos, F.T.d., Bernal, F.E.M., 2017. Mathematical modeling for the management of the carrying capacity of aquaculture enterprises in lakes and reservoirs. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 52, 695-706.

Challouf, R., Hamza, A., Mahfoudhi, M., Ghozzi, K., Bradai, M.N., 2017. Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir Bay (eastern coast of Tunisia). Aquaculture International. 25, 2275-2292.

Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture. 272, 296-311.

Chi, S., Wang, W., Tan, B., Dong, X., Yang, Q., Liu, H., Zhang, S., 2017. The Apparent Digestibility Coefficients of 13 Selected Animal Feedstuff for Cobia, Rachycentron canadum. Journal of the World Aquaculture Society. 48, 280-289.

Chopin, T., Cooper, J.A., Reid, G., Cross, S., Moore, C., 2012. Open-water integrated multi-trophic aquaculture: environmental biomitigation and economic diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. Reviews in Aquaculture. 4, 209-220.

Creed, J.C., Pires, D.P., Figueiredo, M.A.O., 2007. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. MMA/SBF, Brasilia.

Cromey, C.J., Black, K.D., 2005. Modelling the Impacts of Finfish Aquaculture, in: Hargrave, B.T. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 129-155.

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., Provost, P.G., Griffiths, C.R., 2002. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. Estuaries. 25, 916-929.

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. Aquaculture Environment Interactions. 2, 157-176.

Di Marco, P., Petochi, T., Marino, G., Priori, A., Finoia, M.G., Tomassetti, P., Porrello, S., Giorgi, G., Lupi, P., Bonelli, A., Parisi, G., Poli, B.M., 2017. Insights into organic farming of European sea bass Dicentrarchus labrax and gilthead sea bream Sparus aurata through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. Aquaculture. 471, 92-105.

FAO, 2016. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016.

Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. FAO, Rome. pp. 224.

Farmaki, E.G., Thomaidis, N.S., Pasias, I.N., Baulard, C., Papaharisis, L., Efstathiou, C.E., 2014. Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. Science of The Total Environment. 485-486, 554-562.

Filgueira, R., Guyondet, T., Reid, G.K., Grant, J., Cranford, P.J., 2017. Vertical particle fluxes dominate integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) sites: implications for shellfish-finfish synergy. Aquaculture Environment Interactions. 9, 127-143.

Gowen, R.J., Bradbury, N.B., Brown, J.R., 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. European Aquaculture Society.

Grizzle, R.E., Ward, L.G., Fredriksson, D.W., Irish, J.D., Langan, R., Heinig, C.S., Greene, J.K., Abeels, H.A., Peter, C.R., Eberhardt, A.L., 2014. Long-term seafloor monitoring at an open ocean aquaculture site in the western Gulf of Maine, USA: Development of an adaptive protocol. Marine Pollution Bulletin. 88, 129-137.

Gu, Y.-G., Ouyang, J., Ning, J.-J., Wang, Z.-H., 2017. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopes in surface sediments from the largest mariculture zone of the eastern Guangdong coast, South China. Marine Pollution Bulletin. 120, 286-291.

Holmer, M., Hansen, P.K., Karakassis, I., Borg, J.A., Schembri, P.J., 2008. Monitoring of Environmental Impacts of Marine Aquaculture, in: Holmer, M., Black, K., Duarte, C.M., Marbà, N., Karakassis, I. (Eds.), Aquaculture in the Ecosystem. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 47-85.

Holmer, M., Marba, N., Diaz-Almela, E., Duarte, C., Tsapakis, M., Danovaro, R., 2007. Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope (13C and 15N) analyses.

Ikeda, Y., Stevenson, M., 1980. Determination of circulation and short period fluctuation in Ilha Grande Bay (RJ), Brazil. Boletim do Instituto Oceanográfico. 29, 89-98.

Jusup, M., Klanjšček, J., Petricioli, D., Legović, T., 2009. Predicting aquaculture-derived benthic organic enrichment: Model validation. Ecological Modelling. 220, 2407-2414.

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquaculture Environment Interactions. 3, 275-291.

Knapp, G., Rubino, M.C., 2016. The Political Economics of Marine Aquaculture in the United States. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture. 24, 213-229.

Laining, A., Rachmansyah, Ahmad, T., Williams, K., 2003. Apparent digestibility of selected feed ingredients for humpback grouper, Cromileptes altivelis. Aquaculture. 218, 529-538.

Magill, S.H., Thetmeyer, H., Cromey, C.J., 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (Sparus aurata L.) and sea bass (Dicentrarchus labrax L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. Aquaculture. 251, 295-305.

Mahmood, T., Fang, J., Jiang, Z., Ying, W., Zhang, J., 2017. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters. Aquaculture International. 25, 71-85.

Martinez-Garcia, E., Carlsson, M., Sanchez-Jerez, P., Sánchez-Lizaso, J., Sanz-Lazaro, C., Holmer, M., 2015. Effect of sediment grain size and bioturbation on decomposition of organic matter from aquaculture. Biogeochemistry. 125, 133-148.

Mendiguchía, C., Moreno, C., Mánuel-Vez, M.P., García-Vargas, M., 2006. Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. Aquaculture. 254, 317-325.

Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo Valverde, J., Hernández Llorente, M.D., García-García, B., 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short-term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. Aquaculture Research. 43, 66-74.

Price, C., Black, K., T. Hargrave, B., Morris, J., , J., 2015. Marine cage culture and the environment: Effects on water quality and primary production. Aquaculture Environment Interactions. 6, 151-174.

Rapp, P., Ramírez, W.R., Rivera, J.A., Carlo, M., Luciano, R., 2007. Measurement of organic loading under an open-ocean aquaculture cage, using sediment traps on the bottom. Journal of Applied Ichthyology. 23, 661-667.

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture Research. 40, 257-273.

Rensel, J.E., Kiefer, A.D., O´Brien, F., 2007. Modeling Water Column and Benthic Effects of Fish Mariculture of Cobia (Rachycentron canadum) in Puerto Rico: Cobia AquaModel. The National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, D.C. pp. 60 pp.

Rice, E.W., Bridgewater, L., American Public Health, A., American Water Works, A., Water Environment, F., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.

Rio de Janeiro, R., 2015. Norma Operativa Padrão - Licenciamento Ambiental da Aquicultura Marinha

in: INEA, I.E.d.A.-. (Ed.), 32. Governo do Estado do Rio de Janeiro, Diário Oficial do Estado, pp. 6.

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., 2013. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. Institute of Aquaculture, University of Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 283 pp.

Salvo, F., Dufour, S.C., Hamoutene, D., 2017. Temperature thresholds of opportunistic annelids used as benthic indicators of aquaculture impact in Newfoundland (Canada). Ecological Indicators. 79, 103-105.

Sampaio, L.A., Moreira, C.B., Miranda-Filho, K.C., Rombenso, A.N., 2011. Culture of cobia Rachycentron canadum (L) in near-shore cages off the Brazilian coast. Aquaculture Research. 42, 832-834.

Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Marín-Guirao, L., Navarrete-Mier, F., Marín, A., 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maërl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Marine Environmental Research. 71, 22-30.

Sarà, G., Lo Martire, M., Sanfilippo, M., Pulicanò, G., Cortese, G., Mazzola, A., Manganaro, A., Pusceddu, A., 2011. Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. Marine Environmental Research. 71, 317-324.

Signorini, S.R., 1980. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I. a survey of the circulation based on experimental field data. Boletim do Instituto Oceanográfico. 29, 41-55.

Sospedra, J., Falco, S., Morata, T., Gadea, I., Rodilla, M., 2015. Benthic fluxes of oxygen and nutrients in sublittoral fine sands in a north-western Mediterranean coastal area. Continental Shelf Research. 97, 32-42.

Srithongouthai, S., Tada, K., 2017. Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). Aquaculture. 471, 140-145.

Stelzenmüller, V., Gimpel, A., Gopnik, M., Gee, K., 2017. Aquaculture Site-Selection and Marine Spatial Planning: The Roles of GIS-Based Tools and Models, in: Buck, B.H., Langan, R. (Eds.), Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene. Springer International Publishing, Cham, pp. 131-148.

Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. Aquaculture Research. 42, 41-50.

Suplicy, F.M., Vianna, L.F.d.N., Rupp, G.S., Novaes, A.L.T., Garbossa, L.H.P., de Souza, R.V., Guzenski, J., da Costa, S.W., Silva, F.M., dos Santos, A.A., 2017. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development in Santa Catarina State, south Brazil. Reviews in Aquaculture. 9, 107-124.

Sutherland, T.F., Sterling, A.M., Ou, M., 2018. Influence of salmonid aquaculture activities on a rock-cliff epifaunal community in Jervis Inlet, British Columbia. Marine Pollution Bulletin. 127, 297-309.

Wallner-Kersanach, M., Ribeiro, A.R.L., Machado, E.C., 2010. Analisador Elementar CHNS/O., in: Baumgarten, M.G.Z., Wallner-Kersanach, M., Niencheski, L.F.H. (Eds.), Manual de Análises em Oceanografia Química. FURG, Rio Grande, Brazil, pp. 165.

White, C.A., Nichols, P.D., Ross, D.J., Dempster, T., 2017. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. Marine Pollution Bulletin. 120, 309-321.

Yang, S., Yang, Q., Song, X., Liu, S., Qu, K., Sun, Y., 2018. A novel approach to evaluate potential risk of organic enrichment in marine aquaculture farms: a case study in Sanggou Bay. Environmental Science and Pollution Research.

Yoshikawa, T., Kanemata, K., Nakase, G., Eguchi, M., 2017. Microbial decomposition process of organic matter in sinking particles, resuspendable particles, and bottom sediments at a coastal fish farming area. Fisheries Science. 83, 635-647.

Zar, J., 2010. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall.

Zhou, Q.-C., Tan, B.-P., Mai, K.-S., Liu, Y.-J., 2004. Apparent digestibility of selected feed ingredients for juvenile cobia Rachycentron canadum. Aquaculture. 241, 441-451.

ANEXO 2

Figura 2-13. Modelo da estrutura de PEAD onde os tanques utilizados no monitoramento ambiental ficaram fixados na Praia de Jaconema, Ilha Grande/RJ.

Figura 2-14. Estrutura da sediment trap utilizada no monitoramento ambiental do cultivo do bijupirá, instalada logo abaixo do tanque.

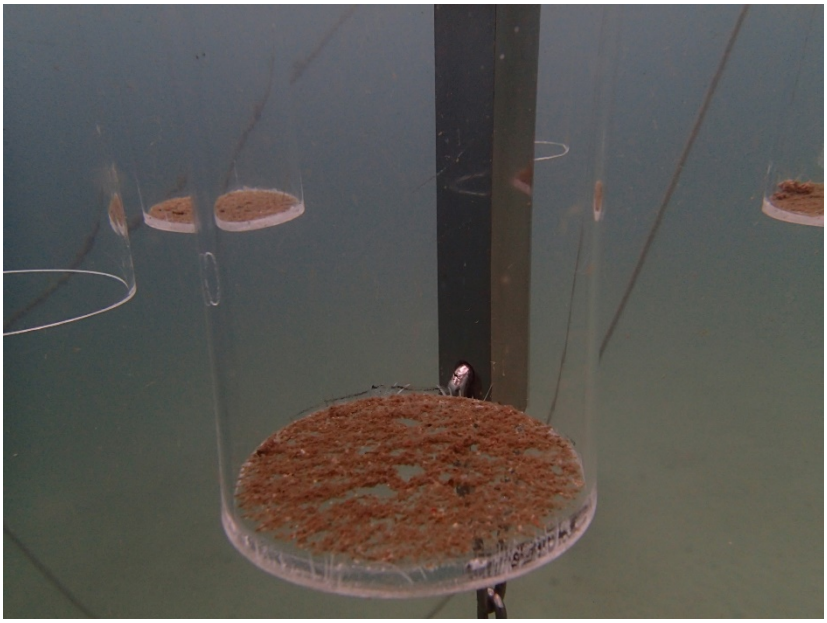


Figura 2-15. Detalhe da M.O particulada sedimentada, dentro dos copos da *sediment trap*.

Figura 2-16. Coleta de sedimento por meio de corers para as análises química e de estrutura das comunidades do bentos no sedimento.

CAPITULO 3

Impactos no sedimento e na comunidade dos bentos decorrentes de um cultivo do bijupirá nearshore.

Artigo formatado para submissão em revista: Boletim do Instituto de Pesca.

Durante a transcrição para esta tese as imagens e tabelas foram colocadas no corpo do texto para uma melhor compreensão. As referências bibliográficas foram mantidas na formatação indicada pelos editores.

O anexo 3 é composto de imagens que auxiliam no entendimento da metodologia ou resultados, porém não serão incluídas na versão final do artigo a ser submetido.

IMPACTOS NO SEDIMENTO E NA COMUNIDADE DO BENTOS, DECORRENTES DE UM CULTIVO DO BIJPUIRÁ NEARSHORE.

IMPACTS OF COBIA CAGE CULTURE ON SEDIMENT AND BENTHOS ASSEMBLAGES, IN ILHA GRANDE BAY, BRAZIL

Felipe Schwahofer LANDUCI[1,2a]; Paulo Márcio Santos COSTA[1]; André Morgado ESTEVES[3]; Miguel Alamá RODILLA[4]; Luis Henrique da Silva POERSCH[2]

[1] Fundação Instituto de Pesca do Rio de Janeiro – Diretoria de Pesquisa e Produção – Av. das Américas 31.501 – 23032051 - Rio de Janeiro, RJ – Brasil.

[2] Universidade Federal do Rio Grande – Instituto de Oceanografia – Estação de Aquicultura Marinha - R. do Hotel 2- 96210030 - Rio Grande, RS - Brasil.

[3] Universidade Federal de Pernambuco - Departamento de Zoologia, - Av. Prof. Moraes Rego s/n, Recife, PE - Brasil

[4] Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC), Universitat Politècnica de València, C/Paranimf, 1. 46730, Grau de Gandia, València, Spain

[a] – autor correspondente current affiliation: Instituto de Pesca do Rio de Janeiro, FIPERJ, Av. das Américas, 31.501, Guaratiba, Rio de Janeiro, RJ, 22231-090, Brazil, email: felipeslanduci@gmail.com

Resumo

O impacto no leito marinho decorrente da deposição de sólidos (resíduo de ração e fezes) é o efeito mais óbvio dos cultivos de peixes marinhos, com severos efeitos geralmente restritos a uma área localizada. Onde a taxa de deposição da matéria orgânica excede a capacidade natural de degradação do sedimento o resultado são mudanças bióticas e abióticas, especialmente na distribuição, abundância e diversidade da fauna. No Brasil, políticas regulatórias são consideradas críticas para o desenvolvimento da maricultura. Este estudo buscou acompanhar os possíveis impactos de uma fase de cultivo do bijupirá em tanques-rede instalados na Baía da Ilha Grande através do monitoramento ambiental do sedimento a fim de gerar subsídios técnicos a respeito do desenvolvimento da piscicultura marinha sustentável no Brasil. Ao longo de 90 dias foram monitorados um cultivo de bijupirá e os parâmetros abióticos do local. Amostras de sedimento coletadas abaixo e em áreas adjacentes ao centro do tanque foram analisadas quanto a diversidade, a frequência, a densidade da meio fauna e a quantidade de carbono orgânico total (COT). Os resultados indicam que durante o período do estudo não houve acúmulo de COT no sedimento, possivelmente devido as condições de ressuspensão registradas. A diversidade dos táxons de Polychaeta não variou em relação ao tempo e nem a distância. A diversidade dos táxons Nematoda foi maior abaixo e nos 15 metros adjacentes ao centro do tanque. A abundância de ambos os táxons foi maior abaixo dos tanques. Não foram registrados poliquetas oportunistas e somente verificou-se dois gêneros de nematóides indicadores de alteração ambiental, contudo de forma esporádica e em baixa frequência. O índice de maturidade de Bongers apontou uma transição entre stress e estabilidade natural nas áreas diretamente abaixo do tanque nas áreas mais distantes foi caracterizada uma sucessão natural. Nas condições analisadas os impactos tanto na composição química quanto nas comunidades da macrofauna do sedimento foram mínimos. Se recomenda uma abordagem temporal maior, o monitoramento de outras fases de cultivo e parâmetros como a quantidade de lipídeo presente no sedimento.

Palavras-chave: *Rachycentron canadum*, Polychaeta, Nematoda carbono orgânico total, maricultura.

1. Introdução

Processos ecológicos têm um papel mais significativo na expansão da aquicultura, sobretudo porque interações ecossistêmicas adversas podem resultar em retorno negativo tanto da sociedade quanto no potencial produtivo. (Stigebrandt, 2011).

O nível do impacto ambiental decorrentes dos nutrientes dissolvidos (fósforo, nitrogênio, carbono orgânico, e óleos liberados pela ração) depende da sua quantidade antes da assimilação pelo ecossistema pelágico e a extensão dessas mudanças vem sendo observados em escalas temporais e espaciais que variam entre meses e anos, e pouco até algumas centenas de metros da borda dos tanque-rede. (Black et al., 2012; White et al., 2017a).

Estudos indicam que as mudanças mais evidentes no habitat bentônico ocorrem abaixo dos tanques de cultivo de peixes e são decorrentes do acúmulo de matérial orgânico primário (concentrações de fitopigmentos), mudanças na composição da matéria orgânica sedimentada, (aumento na quantidade de lipídeo) relacionados com a composição do alimento, e forte redução do potencial redox, que resultam em uma significativa redução da profundidade na qual a fauna penetra nos sedimentos. (Ballester-Moltó et al., 2017b; Di Marco et al., 2017; Filgueira et al., 2017; Mahmood et al., 2017; Salvo et al., 2017a; Salvo et al., 2017b; Srithongouthai and Tada, 2017; Suplicy et al., 2017; White et al., 2017b).

A fauna que compõe o bentos, apresenta uma diversidade de estratégias alimentares, que envolvem desde filtração até necrofagia e os dejetos orgânicos podem ser consumidos na forma de grandes partículas depositadas abaixo dos tanques ou partículas finas, que são dispersadas pelas correntes. Assim, através de múltiplos níveis tróficos, a fauna assimila eficientemente e redistribui esses dejetos mitigando seus impactos (White et al., 2017b).

Contudo, onde a taxa de deposição da matéria orgânica excede a capacidade natural de degradação do sedimento, cria-se uma camada de resíduo, que uma vez assentada, provoca mudanças bióticas e abióticas, especialmente na distribuição, abundância e diversidade da fauna (Ballester-Moltó et al., 2017a; Farmaki et al., 2014; Salvo et al., 2017b; Sarà et al., 2011; Woodcock et al., 2018).

Os Nematoda e os Polychaeta são os táxons mais dominantes da fauna bentônica e vêm sendo muito utilizados como indicadores de interferência orgânica por conta da alteração na diversidade táxonômica.

Na maioria os países europeus onde os cultivos de peixes marinhos são conduzidos em escala industrial, antes de se produzir, estudos de impacto ambiental focados em mudanças bióticas e abióticas são necessários para cumprimento das medidas regulatórias que limitam os impactos ambientais resultantes e em outros países do mundo já vêm sendo realizados e estabelecidas regras para o desenvolvimento da atividade (Besson et al., 2017; Price et al., 2015).

Assim como nos Estados Unidos (Knapp and Rubino, 2016), no Brasil, políticas regulatórias também são consideradas críticas para o desenvolvimento da atividade e a lentidão dos processos licitatórios e o risco da atividade se tornam obstáculos ao seu pleno desenvolvimento (Suplicy et al., 2017).

Na legislação brasileira atual, a criação de peixes carnívoros em tanques rede é enquadrada como atividade impactante e seus efeitos na coluna d´agua devem respeitar os limites correspondentes a sua classificação (CONAMA, 2005), sem entanto levar em consideração as características da espécie, dinâmica do local, as características do alimento ofertado e nem o impacto direto sobre o sedimento, o seu efeito mais evidente.

Este estudo buscou acompanhar os possíveis impactos do cultivo do bijupirá em tanques-rede instalados na Baía da Ilha Grande, na região sudeste do Brasil. Para isto foi realizado o monitoramento ambiental do sedimento, avaliando o enriquecimento de carbono orgânico total, a riqueza, a abundância e a densidade média dos organismos do bentos no sedimento a fim de gerar subsídios técnicos a respeito do desenvolvimento da piscicultura marinha sustentável no Brasil.

2. Matérial e métodos

2.1 Cultivo e parâmetros produtivos

Juvenis de bijupirá *(Rachycentron canadum)* com peso médio de 156±14 g foram transferidos para 3 tanques-rede (2 x 2 x 1,5 m) com malhas de 40 mm, numa densidade de estocagem inicial de 1,7 Kg m^{-3}, montados sobre uma estrutura de Plástico Especial de Alta Densidade (PEAD) retangular de 6 x 3. Ao longo de 90 dias os peixes com peso inicial de 155 ± 13,9 (g) numa densidade de estocagem de 1,8 ± 0,1 $kg.m^{-3}$ foram alimentados a mão, duas vezes ao dia até a saciedade aparente como uma dieta formulada atingindo ao final do estudo, peso médio de 513 ± 6,1 uma densidade máxima de estocagem de 5.9 ±0.7 Kg. m^{-3}. A biomassa final do cultivo foi estimada em 107.7 Kg e a quantidade total de alimento ofertado foi de 147.79 Kg. A velocidade de afundamento da ração foi estimada em 1.05 cm. s^{-1}.

2.2 Variáveis ambientais e parâmetros físicos do local

A temperatura da água foi registrada diariamente, em intervalos de três horas por meio de um sensor (Hobo Pendant waterproof sensor; Onset Computer Corporation, Massachusetts, USA) fixado na estrutura de flutuação dos tanques a 1,5 m de profundidade.

A estrutura com os 3 tanques, foi instalada sob leito marinho composto predominantemente de "areia" e "areia e lama" profundidade de 18 metros. No mesmo local do cultivo, estudos anteriores observaram que a comunidade do sedimento tem predominância da clsse Gastropoda (91%) seguido pela classe Bivalvia (7%) e Polychaeta com (2%). A diversidade foi considerada como média e não houve dominância de espécies.

No local do cultivo, a circulação de água foi medida com o auxílio de um ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler – RDInstruments, modelo WorkHorse Sentinel de 600 kHz). O equipamento foi programado para armazenar dados de temperatura, pressão, corrente ao longo da coluna d'água (a cada intervalo de 0,3m) e variação da maré no decorrer de 90 dias consecutivos.

2.3 Amostragem de sedimento

As amostras de sedimento para análise da macrofauna foram coletadas através de mergulho autônomo com o auxílio de *corers* cilíndricos de PVC com 10 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento. O *corer* foi penetrando cerca de 15cm no sedimento inconsolidado e o material contido foi armazenado em sacos plásticos identificados. As coletadas foram realizadas mensalmente, ao longo de 3 meses, com 3 réplicas e cada ponto de coleta, nas distâncias de 0, 15 e 30 metros no sentido da corrente predominante e de um ponto controle sem influência do cultivo, no sentido oposto a corrente predominante. Alíquotas do sedimento foram separadas e congelada em frascos de vidro para análises químicas.

2.4 Análises de COT

A quantidade do elemento carbono orgânico total (COT) presente nas amostras coletadas de sedimento foi analisada através de um analisador elementar CHNO/S (2400 series; Perkin Elmer). As amostras foram preparadas e processadas seguindo proposto por Wallner-Kersanach et al. (2010). A calibração do equipamento foi realizada utilizando matérial de referência (acetanilida) seguindo faixas indicadas pelo fabricante. O controle de qualidade das amostras foi feito com matérial de referência MESS-3 (National Research Council - Canadá).

2.5 Amostragem de fauna dos bentos.

Todas as amostras foram peneiradas em um tamiz com malha de 500µm e o sedimento retido foi fixado em formalina tamponada 10%. Todos os animais do meiobentos foram contados e classificados por Filo e em alguns grupos, refinados por táxon superior sob microscópio estereoscópico após coloração com Rosa Bengala 0,5g L^{-1}. O nível taxonômico superior da macrofauna escolhido foi utilizado em função de refletir mudanças ambientais.

Foram calculadas a frequência relativa, a densidade média e índice de diversidade de Shannon – Wiener (H´) e o índice de maturidade de Bongers para os Nematoda (IM).

2.6 Análises estatísticas

Os dados de COT no sedimento foram testados quanto a normalidade (Shapiro Wilk) e homogeneidade da variância (Cochran), quando necessário os dados foram convertidos objetivando testes paramétricos (Zar, 2010). Os resultados de COT no sedimento foram apresentados como média e desvio padrão e foram analisados quanto a variância de duas vias (ANOVA two way). Quando os testes indicaram efeitos significativos dos tratamentos, testes post-hoc (Tukey-s HSD) foram utilizados para determinar as diferenças entre médias.

Afim de se verificar relações entre variáveis do bentos, foram realizadas correlações lineares de variáveis (Spearman) com temperatura e biomassa e o teste H (Kruskal Wallis) foi utilizado para detectar diferenças entre os grupos tempo e distância.

3. Resultados

Durante o experimento as temperaturas oscilaram, com máximas de 33ºC e mínimas de 16ºC, mas na média se mantiveram 25 ± 1.8 ºC A velocidade de corrente média no local do cultivo foi de 2.46 cm. s^{-1}, com picos registrados de 11 cm. s^{-1} (Fig.1).

Tabela 3-10. Frequência das velocidades de corrente.

$cm.s^{-1}$	0 a 2	2 a 4	4 a 6	6 a 8	8 a 10	10 a 12
frequência	30.74%	47.33%	17.12%	4.07%	0.50%	0.24%

A análise de variância em duas vias mostrou que há efeito do tempo ($p < 0.01$) e da interação entre tempo e distância ($p < 0.05$) na quantidade de carbono orgânico no sedimento, sem tendência de acúmulo em nenhuma dessas. Pelo contrário, foi observado quantidade significativamente menor no mês de junho quando comparado aos meses de abril e maio no ponto 30 metros distante do centro do tanque.

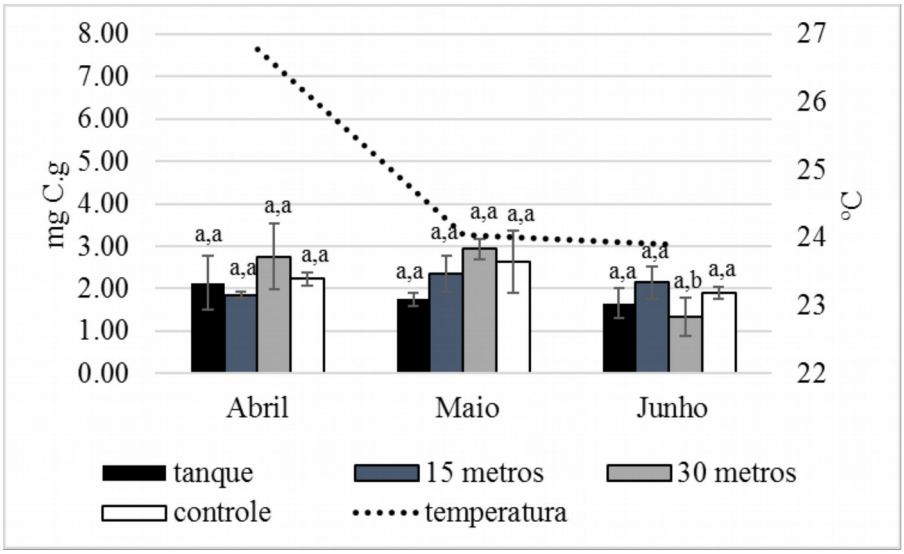


Figura 3-17. Quantidade de carbono orgânico total no sedimento. Valores são apresentados como médias ± desvio padrão. Médias com diferentes letras, são significativamente diferentes ($p < 0.05$).

Os índices gerais de diversidade de Shannon (H'), foram estatisticamente iguais e análise de variância em duas vias mostrou que não há efeito da distância do centro do tanque e nem do tempo nos índices de diversidades das espécies registrado no local do cultivo (Figura 2). Também não foram registradas correlações com tempo, distância, temperatura ou biomassa.

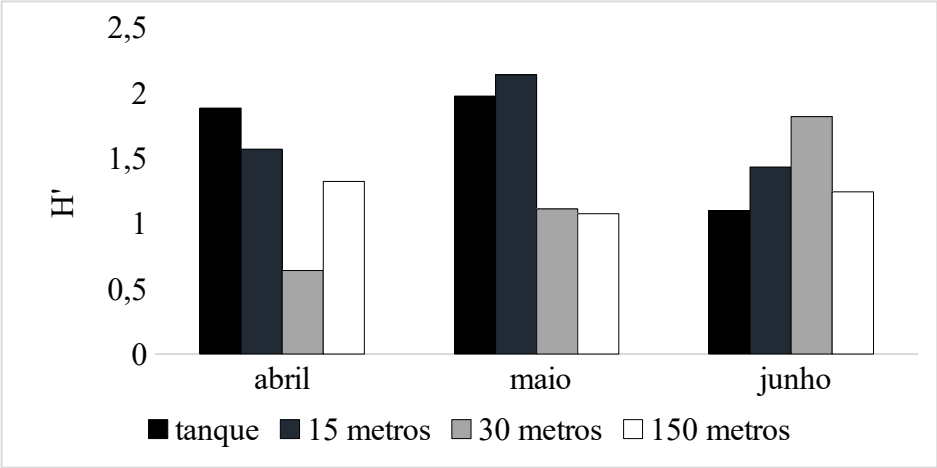


Figura 3-18. Índice de diversidade de Shannon (H') nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

Os índices de diversidade de Shannon para o táxon Polychaeta (Figura 3) foram comparáveis para ambas as áreas durante todo o período amostral. Testes não paramétricos (H – Kruskal-Wallis) não indicaram efeito de distância do centro do tanque ou tempo sob os índices de diversidade do táxon. Foi registrada uma correlação negativa (R^2 0.590) entre biomassa dos tanques de cultivo.

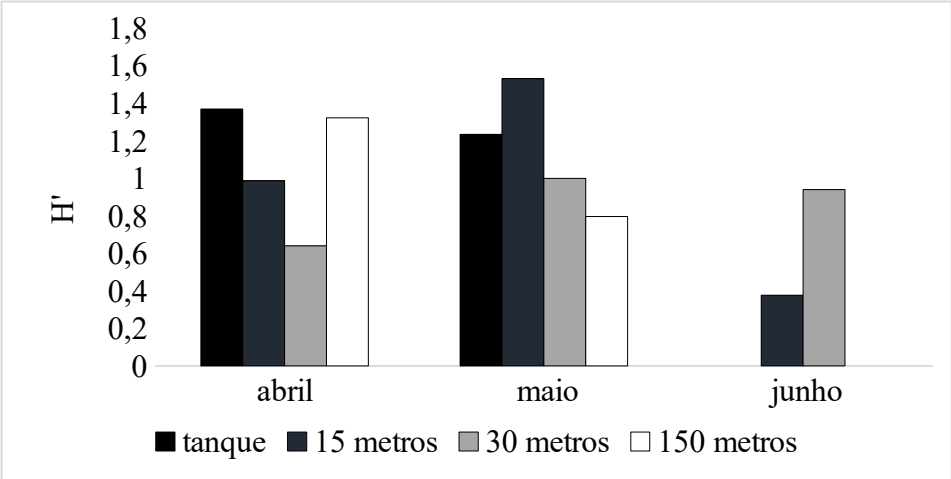


Figura 3-19. Índice de diversidade de Shannon para o táxon Poliqueta nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

O índice de diversidade de Shannon para o táxon Nematoda (Figura 4) foi maior nos primeiros quinze metros adjacentes ao centro do tanque, especialmente nos dois primeiros meses monitorados. Testes não paramétricos (H – Kruskal-Wallis) não indicaram efeito de distância do centro dos tanques ou tempo sob os índices de diversidade do táxon, nem foram observadas correlações entre variáveis.

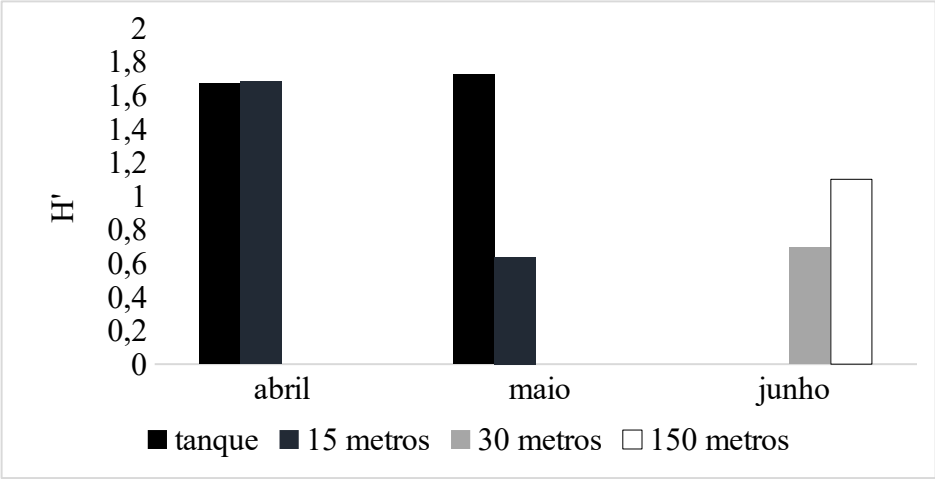


Figura 3-20. Índice de diversidade de Shannon para o táxon Nematoda nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

A abundância do táxon Polychaeta (Figura 5) foi maior abaixo e a 15 metros distante do centro do tanque, especialmente no primeiro mês de cultivo. No último mês de monitoramento as densidades foram baixas e comparáveis tanto abaixo, quanto nas áreas adjacentes dos tanques. Testes não paramétricos (H – Kruskal-Wallis) não indicaram efeito da distância do centro do tanque ou tempo sob os índices de diversidade do táxon. Foi observada uma correlação negativa (R^2 0,616) entre abundância de poliquetas e distância do centro do tanque.

A abundância do táxon Nematoda (Figura 6) foi maior abaixo e 15 metros distante do centro do tanque. No primeiro mês este táxon só foi registrado na área abaixo do tanque. No último mês de monitoramento as densidades foram baixas e comparáveis tanto abaixo, quanto nas áreas adjacentes. Testes não paramétricos (H – Kruskal-Wallis) não indicaram efeito da distância do centro do tanque ou tempo sob os índices de diversidade do táxon. Foi observada uma correlação negativa (R^2 0,578) entre abundância de poliquetas e distância do centro do tanque.

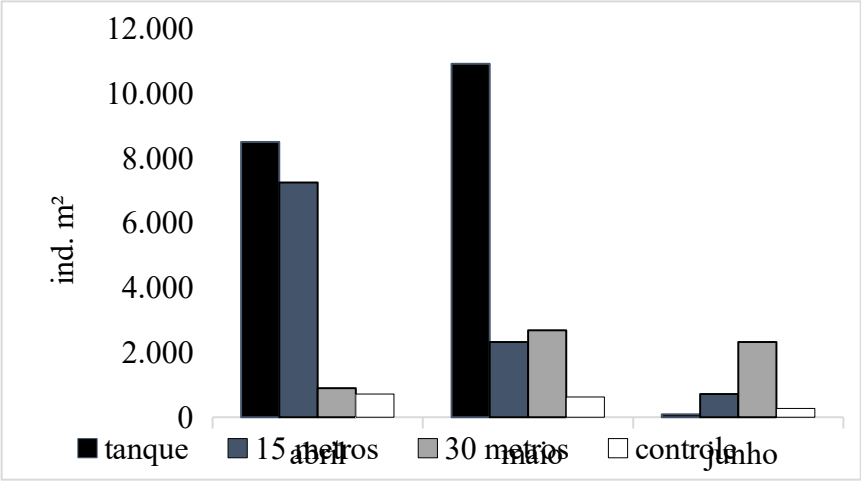


Figura 3-21. Abundância do táxon Poliqueta nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

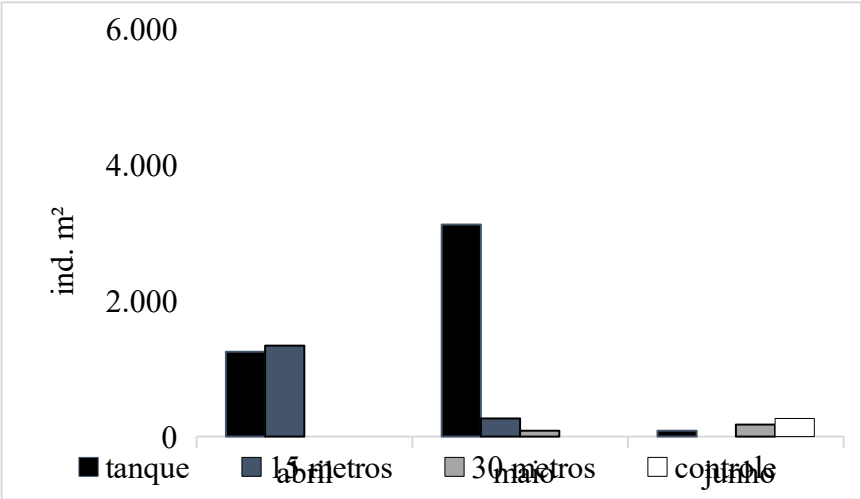


Figura 3-22. Abundância do táxon Nematoda nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

A frequência das famílias do táxon Polychaeta é apresentada na tabela 3. A família Syllidae seguida Glyceridae e do gênero *Magelona*, foram a mais frequentes nas regiões abaixo do tanque. Syllidae foi a família mais frequente durante todo estando presente em todos as distâncias. *Brachiostoma*, Syllidae e Glyceridae foram as famílias mais frequentes nos pontos controles.

Tabela 3-11. Frequência (%) do táxon Polychaeta nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

	TA	TM	TJ	15A	15M	15J	30A	30M	30J	CA	CM	CJ
Branchiostoma sp.	0	1	0	7	0	0	0	3	4	25	14	0

Magelona *sp.*	8	14	0	2	4	0	10	0	0	0	0	0
Glyceridae	6	6	0	0	12	0	10	0	8	25	0	0
Syllidae	13	15	0	2	12	13	0	20	23	13	14	0
Serpulidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Spionidae	0	2	0	9	8	0	0	7	0	0	0	0
Orbiniidae	1	1	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0
Eunicidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dorvilleidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terebellidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbrineridae	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sigalionidae	2	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0
Cirratulidae	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
NI	60	61	100	74	54	88	80	67	65	38	71	100

T: ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C – áreas controle. A- Mês de abril; M – mês de maio; J – mês de junho. Indivíduos quebrados, não identificados.

A frequência dos gêneros do táxon Nematoda é apresentada na tabela 4. Os gêneros Paracomesoma seguido de Cephalanticoma foram os mais frequentes nas regiões abaixo do tanque. Linhomoeus, Eubostrichus e Leptonemella foram os gêneros mais presentes nas áreas quinze metros distantes do centro do tanque.

Tabela 3-12. Frequência (%) do táxon Nematoda nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

	TA	TM	TJ	15A	15 M	15J	30A	30 M	30J	CA	CM	CJ
Cephalanticoma	36	26	0	20	0	0	0	0	0	0	0	33
Cheironchus	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Chromaspirina	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0
Cylicolaimus	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epacanthion	7	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Eubostrichus	7	3	0	40	0	0	0	100	0	0	0	0
Halichoanolaimus	0	0	0	7	0	0	0	0	50	0	0	0
Leptonemella*	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0
Linhomoeus	0	11	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0
Longicyatholaimus	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracomesoma	29	37	100	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Paralongicyatholais	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phanodermopsis	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33

Pomponema	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33
Sabatieria*	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stygodesmodora	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Viscosia	7	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyatholaimidae	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

T: ponto amostral abaixo do tanque; 15 – áreas 15 metros distantes do centro do tanque; 30 – áreas 30 metros distantes do centro do tanque; C – áreas controle. A- Mês de abril; M – mês de maio; J – mês de junho. Indivíduos quebrados, não identificados. *Gêneros indicadores de perturbação ambiental.

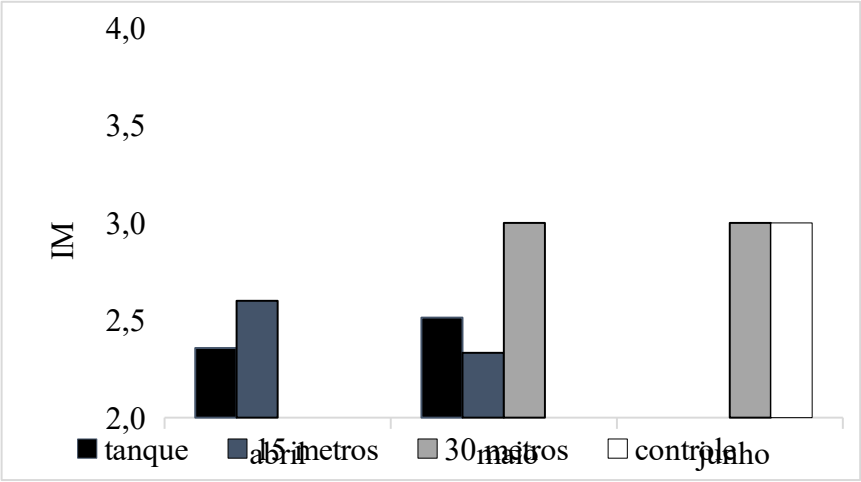


Figura 3-23. Índice de maturidade de Bongers do táxon Nematoda nas diferentes distâncias e períodos de amostragem registrados no monitoramento.

4. Discussão

O aporte de nutrientes decorrentes da emissão de efluentes podem ser mais facilmente observado ao redor de cultivos realizados em zonas costeiras ou em habitats intertidais onde a hidrodinâmica é baixa (Price et al., 2015).

Geralmente, onde a circulação de água e o movimento de marés é vigoroso, não se detectam qualquer influência, ou somente são detectados impactos transitórios na qualidade da água e nas cadeias alimentares. Já em ambientes de circulação limitada e ecossistemas de baixa produtividade natural os impactos são mais aparentes e a dispersão e a assimilação normalmente mascarada em outros ambientes é mais facilmente percebida (Alongi et al., 2003; Farmaki et al., 2014; White et al., 2017b).

Sedimentos permeáveis também são conhecidos por suas intensas trocas através da interface sedimento-água, funcionando como um filtro biocatalítico com altas taxas de reação e intensa

reciclagem, quando comparados a sedimentos com baixa permeabilidade, sendo assim mais resistentes a mudanças composicionais (Sospedra et al., 2015).

Neste estudo a quantidade de COT no sedimento variou sazonalmente, contudo sem diferenças entre a área controle os pontos ao redor do tanque. Também não foi notada uma tendência de acumulação de COT no sedimento ao longo do período amostrado.

Normalmente é aceito que em nível local, a dispersão de sólidos derivada dos tanques na coluna d´agua, é conduzida pela corrente predominante e que a dispersão vertical é muito mais influente que a horizontal (Cromey and Black, 2005). Entretanto, as partículas estão sujeitas a ações tridimensionais aleatórias, as quais são influenciadas não somente pela hidrodinâmica geral das áreas, mais também por conta das interações das correntes com as estruturas, disposição dos tanques e o movimento dos peixes nos tanques. Isso implica que o resíduo pode tomar outras direções diferentes, tendo uma influência baixa da corrente principal (Ballester-Moltó et al., 2017b).

Stigebrandt (2011) e Cromey et al. (2002) discutindo sobre modelos empíricos de previsão da capacidade de suporte para salmonídeos, determinaram um valor limiar de corrente entre 9.5-10 cm s^{-1}, que se ocasionalmente é excedido cria uma condição de ressuspensão da matéria orgânica sedimentada no fundo, que é transportada para longe do local de cultivo, proporcionando uma capacidade de suporte ilimitada.

Traçar um paralelo similar para as condições presentes no litoral do Brasil não seria válido, uma vez que a matéria fecal do salmão é muito mais densa e consistente do que a maioria dos peixes marinhos (Reid et al., 2009) e dessa maneira esse valor limiar para salmonídeos não é apropriado para o bijupirá. Rensel et al. (2007) apontam um limite de velocidade residual de corrente 6 $cm.s^{-1}$ para limiar de ressuspensão, o que é mais condizente com a realidade do presente estudo.

No local deste estudo, os dados coletados pelo ADCP apontaram uma velocidade média de corrente residual inferior a 6 $cm.s^{-1}$ em 95% do tempo e modelos hidrodinâmicos previamente formulados, também indicam uma grande quantidade de áreas com valores de corrente residual médias inferiores (Capítulo 2) o que indica que embora haja condições de ressuspensão essas são ocasionais ou limitadas a poucas áreas.

Também é conhecido que as atividades da fauna do bentos (ex. bioturbação, biodeposição e bioresuspensão), tem efeitos significativos nos processos biogeoquimicos no sedimento, na interface

água-sedimento e na sua condição redox, tendo um papel importante no processo de resuspensão (Rosenberg, 2001).

Logo a não observância de tendência de acumulação de COT no sedimento em nenhum dos pontos amostrais do local do cultivo deste estudo, pode ser atribuído a três fatores: 1. Os aos raros eventos de ressuspensão ocorridos pela incidência de correntes propícias; 2. A composição granulométrica do local de estudo, composta por "areia" e "areia e lama", tipos de sedimento tecnicamente mais resistentes e na atividade ecológica da fauna do bentos (Ballester-Moltó et al., 2017a; Martinez-Garcia et al., 2015; Sanz-Lázaro et al., 2011; Sospedra et al., 2015) e 3. O aproveitamento dos resíduos de ração pela fauna selvagem que acaba prestando um serviço ecológico.

Black et al. (2012) avaliando os efeitos de cultivos de peixes marinhos no Golfo de Eliat em Israel, em condições de velocidade de corrente moderada (4,7 $cm.s^{-1}$) registraram valores de até 6% de COT no sedimento, enquanto nos locais "controle" se mantiveram em níveis de 2-3%, valores, bem próximos ao obtidos durante o período monitorado neste estudo.

Já Tomassetti et al. (2016) avaliando ao longo de 10 anos os distúrbios ambientais no sedimento resultantes de três cultivos de peixes marinhos em locais diferentes ao longo da costa italiana, observaram alterações na condição ambiental do sedimento limitadas a 25 metros a partir do ponto abaixo dos tanques de cultivo, por conta do enriquecimento orgânico em alguns períodos de amostragem, todos estes relacionados com um aumento na biomassa do bentos.

De qualquer forma, o efeito acumulativo dos impactos pode não ser um problema, porém esta informação precisa ser avaliada num contexto de fatores local-específicos, como além do volume de produção, os níveis dos impactos a duração dos ciclos de cultivo, hidrodinâmica local e a composição da fauna bentônica endêmica, todos estes podendo influenciar na capacidade de recuperação futura (Keeley et al., 2015).

Muitos autores descreveram o grande número de fatores que regulam a disponibilidade e regeneração de nutrientes e os principais são a macrofauna bentônica, a comunidade microbiana, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica e os produtores primários bentônicos, como algas marinhas, macroalgas e microalgas, embora muitos fatores ambientais, como temperatura ou luz, possam afetar todos eles (Sospedra et al., 2015).

A resposta da fauna bentônica a um leve enriquecimento orgânico, associada com um aumento da disponibilidade de alimento é frequentemente caracterizada por um aumento na abundância e diminuição da diversidade de organismos.

Durante o monitoramento, a avaliação da fauna bentônica revelou que as maiores abundâncias de poliquetos e nematodas estiveram concentradas entre 0 e 15 metros de distância a partir do centro do tanque de cultivo, porém sem efeito significativo. A abundância de poliquetos e nematodas teve correlação inversa a distância do centro do tanque.

A diversidade de poliquetos foi parecida em todos os tempos amostrais e sem diferenças entres distâncias do centro do tanque e o tempo, Porém foi observada uma correlação negativa entre biomassa e indice de diversidade. Tanta a correlação inversa entre abundância versus distância e diversidade versus biomassa cultivada, corroborando o comportamento já descrito por outros autores.

Em relação ao táxon Nematoda, a diversidade foi maior nos 15 metros adjacentes a partir do centro do tanque e sobretudo nos primeiros meses, porém sem diferenças estatísticas, nem correlação entre outras váriaveis.

Em cultivos de peixes marinhos ao longo do sudeste do Mar Negro, com velocidade de corrente média de 5,3 cm. s^{-1}, Bascinar et al. (2014) avaliando os parâmetros químicos do sedimento e diversidade e abundância de espécies da meiofauna, observaram que o grau de qualidade ecológica aumentou conforme cresceu a distância em relação ao centro dos tanques, embora a acumulação orgânica tenha sido mínima, tendo como principal razão para tal a variação sazonal na direção da corrente predominante da região.

Karakassis et al. (2000) avaliando as mudanças químicas do sedimento e na comunidade da macrofauna abaixo de cultivos de peixes marinhos, de três locais diferentes em áreas costeiras do Mediterrâneo, com condições hidrodinâmicas baixas (3-6 $cm.s^{-1}$) verificaram aumento de COT e nitrogênio no sedimento. Também foram relatadas mudanças na abundância e diversidade de espécies em distâncias de até 25 metros, a partir do centro dos tanques, com domínio do poliqueta indicador *Capitella captata*, tendo em sedimentos do tipo lamosos os seus efeitos mais evidentes.

Mazzola et al. (2000) relatam um forte impacto nas comunidades de meio fauna, onde as cargas orgânicas tiveram claro impacto especialmente nas densidades, que foram duas vezes menores abaixo dos tanques-rede do que em áreas adjacentes. Estes mesmos autores, verificaram que os sedimentos

abaixo dos tanques apresentaram um aumento na importância dos copépodes, que dominaram a meiofauna junto com os nematóides (39%, juntos) e poliquetas (17%).

Mirto et al. (2002) avaliando a estrutura da comunidade de nematóides, após a instalação de uma fazenda de peixes, revelaram que as densidades foram significativamente reduzidas abaixo das tanques-rede quando comparado a distâncias de até 1 Km, indicando que este táxon seja sensível a poluição advinda dos cultivos.

Neste estudo, do táxon poliqueta, as famílias Syllidae, Glyceridae e o gênero *Magelona* foram as mais frequentes nas regiões abaixo do tanque. Syllidae foi a família mais presente durante todo o estudo, independente da distância do cultivo. Aparentemente as famílias Brachiostoma e o gênero *Magelona* foram afetadas pelo cultivo.

Em via de regra se a matéria orgânica sedimentada é mineralizada na superfície água-sedimento, o efeito do enriquecimento orgânico é estimular a biodiversidade fornecendo recursos tróficos, que resultam num aumento do número de espécies e indivíduos. Contudo se essa matéria orgânica não é mineralizada o resultado é hipóxia e até anóxia e as populações passam a ser caracterizadas por uma abundância de espécies oportunistas, sulfito-tolerantes e baixa biodiversidade.

Durante o monitoramento não foi registrada nenhuma família de poliquetas oportunistas abaixo do tanque e nem nas regiões adjacentes em nenhum período amostral. Pelo contrário, a presença de Magelona que segundo Brasil and Silva (2000) são poliquetas associados a ambientes de baixa porcentagem de matéria orgânica, indicam uma boa condição especialmente abaixo do tanque.

Os gêneros mais predominantes do Filo Nematoda abaixo do tanque foram *Paracomesoma* e *Cephalanticoma*. Ambos táxons possuem hábito alimentar de comedores de epistrato, sugerindo uma dieta herbívora e comedores seletivos de depósito, que selecionam do sedimento o item alimentar incluindo aí bactérias ou protozoários.

Alguns gêneros do táxon Nematoda, tais como *Dorylaimopsis*, *Sabatieria*, e *Oxystomina* aumentam em dominância em condições poluídas, sendo responsáveis por uma disparidade entre áreas impactadas ou não. O gênero Sabatieria pode ser considerado como um indicador de enriquecimento orgânico, sendo dominante em ambientes sub-óxicos (Semprucci et al., 2015). Neste estudo foi registrada a ocorrência desse gênero abaixo do tanque de cultivo, porém somente em um período amostral e com baixa frequência (3%).

Também de forma esporádica, mas já com maior frequência (33%), o gênero *Leptonemella* foi registrado em um raio de até quinze metros distante do centro do tanque, mas somente no mês de maio. Espécies desse gênero são conhecidas por viverem em sedimentos sulfídricos na interface entre a camada oxidada e sedimentos profundos anóxicos, vivendo em simbiose e se alimentado de bactérias oxidantes de sulfito e outros componentes reduzidos do enxofre (Riemann et al., 2003).

Neste estudo, o índice de Maturidade de Bongers (IM) registrado abaixo e quinze metros distantes do centro do tanque variou entre 2 - 2,6. Já nas regiões mais distantes do centro do tanque (30-150 metros) o valor do índice foi de 3.

O IM foi proposto como um indicativo de fase de sucessão ecológica em que se encontra uma comunidade de nematoides e consequentemente como medida do nível de perturbação ou distúrbio do ambiente.Este índice é calculado a partir das frequências dos táxons e de uma escala de colonizador-persistente (cp) que varia entre 1 a 5, sendo "1" os organismos colonizadores iniciais de novos recursos e "5" os organismos persistentes. A escala se baseia no ciclo de vida das famílias de nematóides, onde os colonizadores (R estrategistas) são nematóides que apresentam um rápido aumento populacional em condições favoráveis, ciclo de vida curto, alta capacidade de colonização e maior tolerância a distúrbios ambientais e os persistentes (k estrategistas) que apresentam baixa taxa reprodutiva, ciclo de vida longo, baixa capacidade de colonização e maio sensibilidade a distúrbios (Bongers et al., 1991).

É conhecido que 0s nematóides tem uma resposta rápida a distúrbios e enriquecimento orgânico. A resposta a adição de matéria orgânica é geralmente o aumento da atividade microbiana, o que acarreta em aumento rápido na proporção dos nematoides oportunistas presentes nas comunidades em contrapartida aos persistentes.

Os nematóides oportunistas que colonizam o sedimento mais rapidamente (cp-1) são os bacteriófagos, pois possuem um tempo de geração curto, grandes gônadas, altas taxas de produção de ovos, grande mobilidade e atividade metabólica. Em contrapartida espécies dos grupos de níveis maiores (cp>1), produzem menos ovos e por isso são mais susceptíveis aos distúrbios. Neles bactérias não são a fonte de alimento principal e as características de mobilidade e atividade metabólica são diferentes dos grupos mais baixos.

Entre os nematóides oportunistas, dois tipos são distinguidos: os oportunistas de enriquecimento orgânico (cp 1) e os oportunistas generalistas (cp 2). Os outros grupos (cp 3-5) podem ser caracterizados como persistentes.

O IM diminui como resultado do desaparecimento dos grupos mais persistentes, formados principalmente por predadores e onívoros. Ambientes com grande dominância dos tipos cp-1 indicam um processo de enriquecimento orgânico, já o aumento dos grupos cp-2 indicam condição de stress e o aumento dos grupos 3-5 apontam sucessão natural por conta da estabilidade ambiental (Bongers and Ferris, 1999). Sob condições de poluição leve ou moderada, a abundancia das espécies tolerantes se mantem estável ou é aumentada. Entretanto mesmo as espécies tolerantes reduzem sob condições de grande poluição seja por conta dos efeitos tóxicos ou pela diminuição da atividade microbiana.

Segundo Tomassetti et al. (2016) e Forchino et al. (2011) mudanças negativas nas comunidades do bentos e redução do status ecológico são relacionadas com fatores específicos do local do cultivo, como composição do sedimento, espécie cultivada e tamanho dos animais cultivados, tipo de alimento e manejo alimentar e principalmente a hidrodinâmica baixa.

Assim é evidente que no presente estudo, os resultados obtidos precisam ser contextualizados ao volume de biomassa e tamanho dos animais nos tanques durante o período deste estudo e características do local.

Por mais que os fundamentos das respostas a distúrbios e em particular enriquecimento orgânico já tenha sido bem descrito, há muitas exceções já reconhecidas aos modelos de sucessão ecológica. Os resultados de investigações sobre o impacto dos cultivos de peixes algumas vezes são contraditórios e vários estudos já demonstraram que a falta de consideração de parâmetros na análise pode levar a interpretação errônea ou imprecisa (Forchino et al., 2011).

Zhulay et al. (2015) avaliando cultivos intensivos de peixes marinhos (>1000 ton. por ciclo), em um ambiente de correntes de fundo moderadas e em grandes profundidades, não observaram indícios de efeitos nas características físico-químicas do sedimento, especialmente no incremento dos níveis de COT, apesar dos fortes impactos nas comunidades do macrobentos, indicando que essas comunidades são mais sensíveis a distúrbios em níveis não detectados por essas medidas físico-químicas.

Já Black et al. (2012) não observaram abundância de pequenos vermes oportunistas perto dos cultivos, entretanto observaram bactérias oxidantes de sulfeto do gênero *Beggiatoa*. Dejetos da aquicultura estimulam a produção bacteriana nos sedimentos que assim como poliquetas bentônicos, também podem ser bons bioindicadores (White et al., 2017b) e a presença de um desses dois

indicadores visuais, que aparecem rapidamente após o início da produção aquícola, são evidências das mudanças nas comunidades bentônicas (Salvo et al., 2017b).

No local deste estudo e nas suas áreas adjacentes, não foram observados nem táxons oportunistas, nem filmes bacterianos nos sedimentos, outro indicativo que ressalta mais ainda baixo nível de impacto gerado. Contudo, durante o processo de descarbonatação ácida decorrentes das análises de COT, foram observadas grandes quantidades de gordura penetradas nas amostras de sedimento.

Mazzola et al. (2000) relatam que o aumento da quantidade de lipídeo pode ter um efeito significativo na camada redox do sedimento, pois tem efeito redutor na troca de oxigênio na superfície do sedimento. O mesmo autor, no Golfo de Gaeta, Mediterrâneo italiano, relata que não foram notados grandes enriquecimentos orgânicos abaixo de cultivos de *Dicentrarchus labrax*, em densidades altas (>18 kg.m³), somente observando aumento na concentração de fitopigmentos e quantidade de gordura.

Assim a importância do acúmulo de lipídeo no sedimento deve ser melhor entendida no contexto do local deste estudo, uma vez que outros estudos já demonstraram que este critério pode ser utilizado como demonstrativo mais concreto dos dejetos orgânicos advindos dos cultivos (Mayor et al., 2017).

O presente estudo foi desenvolvido em um período de 3 meses, ao fim do verão e inicio do outono no Hemisfério Sul. Contudo a Baía da Ilha Grande é conhecida por sofrer sazonalmente grande influência pluvial e fluvial em suas águas e é uma baía densamente populosa e com inúmeras atividades diretamente relacionadas às áreas costeiras e uso de seus recursos naturais. Logo, se faz necessária uma abordagem temporal maior para que haja condições de comparar os níveis de acumulação e dispersão de nutrientes e os efeitos das fontes externas nessas variações.

6. Conclusão

Não foi observada tendência de acúmulo de carbono orgânico total no sedimento. A diversidade do táxon Polychaeta não variou em relação ao tempo e nem à distância. A diversidade do táxon Nematoda foi maior nos 15 metros adjacentes ao centro do tanque. A abundância de ambos os táxons foi maior abaixo dos tanques. Não foram registradas famílias de poliquetas oportunistas e somente foram registrados dois gêneros de Nematoda oportunista, contudo de forma esporádica e com baixa frequência. O índice de Maturidade de Bongers apontou que abaixo e em quinze metros de distância do tanque-rede a condição do ambiente indica uma transição de “stress” para estabilidade natural. Nas

regiões mais distantes a condição é de sucessão natural das comunidades de nematoides. Nas condições analisadas os impactos foram mínimos. Recomenda-se uma abordagem temporal maior, o monitoramento de outras fases de cultivo e outros parâmetros como a quantidade de lipídeo presente no sedimento.

7. Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Brasil) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, Brasil). Os autores também agradecem a Sr. Kazuo Tonack e a Maricultura Costa Verde. Luís Poersch possui bolsa de pesquisa do CNPq.

8. Referências

Alongi, D.M., Chong, V.C., Dixon, P., Sasekumar, A., Tirendi, F., 2003. The influence of fish cage aquaculture on pelagic carbon flow and water chemistry in tidally dominated mangrove estuaries of peninsular Malaysia. Mar Environ Res. 55, 313-333.

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., 2017a. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. Marine environmental research. 130, 166-173.

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., 2017b. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? Marine pollution bulletin. 119, 23-30.

Bascinar, N.S., Gozler, A.M., Şahin, C., Eruz, Ç., Tolun, L., Agirbas, E., Mantikci, M., Serdar, S., Verep, B., 2014. The impact assessment of cage aquaculture on benthic communities along the south eastern Black Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 13, 719-738.

Besson, M., de Boer, I.J.M., Vandeputte, M., van Arendonk, J.A.M., Quillet, E., Komen, H., Aubin, J., 2017. Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. PLOS ONE. 12, e0173131.

Black, K.D., Calder, L.A., Nickell, T.D., Sayer, M.D.J., Orr, H., Brand, T., Cook, E.J., Magill, S.H., Katz, T., Eden, N., Jones, K.J., Tsapakis, M., Angel, D., 2012. Chlorophyll, lipid profiles and

bioturbation in sediments around a fish cage farm in the Gulf of Eilat, Israel. Aquaculture. 356-357, 317-327.

Bongers, A.M.T., Alkemade, R., W. Yeates, G., 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. Marine Ecology - Progress Series. 76, 135-142.

Bongers, T., Ferris, H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. Trends in Ecology & Evolution. 14, 224-228.

Brasil, A., Silva, S.G.d., 2000. Spatial distribution of polychaeta in a soft-bottom community at Saco Do Ceu, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. Bulletin of Marine Science. 67, 103-112.

CONAMA, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Imprensa Nacional, Diário Oficial da União, pp. 58-63.

Cromey, C.J., Black, K.D., 2005. Modelling the Impacts of Finfish Aquaculture, in: Hargrave, B.T. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 129-155.

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., Provost, P.G., Griffiths, C.R., 2002. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. Estuaries. 25, 916-929.

Di Marco, P., Petochi, T., Marino, G., Priori, A., Finoia, M.G., Tomassetti, P., Porrello, S., Giorgi, G., Lupi, P., Bonelli, A., Parisi, G., Poli, B.M., 2017. Insights into organic farming of European sea bass Dicentrarchus labrax and gilthead sea bream Sparus aurata through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. Aquaculture. 471, 92-105.

Farmaki, E.G., Thomaidis, N.S., Pasias, I.N., Baulard, C., Papaharisis, L., Efstathiou, C.E., 2014. Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. Science of The Total Environment. 485-486, 554-562.

Filgueira, R., Guyondet, T., Reid, G.K., Grant, J., Cranford, P.J., 2017. Vertical particle fluxes dominate integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) sites: implications for shellfish-finfish synergy. Aquaculture Environment Interactions. 9, 127-143.

Forchino, A., Borja, A., Brambilla, F., Rodríguez, J.G., Muxika, I., Terova, G., Saroglia, M., 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. Ecological Indicators. 11, 1112-1122.

Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.N., Plaiti, W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES Journal of Marine Science. 57, 1462-1471.

Keeley, N.B., Forrest, B.M., Macleod, C.K., 2015. Benthic recovery and re-impact responses from salmon farm enrichment: Implications for farm management. Aquaculture. 435, 412-423.

Knapp, G., Rubino, M.C., 2016. The Political Economics of Marine Aquaculture in the United States. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture. 24, 213-229.

Mahmood, T., Fang, J., Jiang, Z., Ying, W., Zhang, J., 2017. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters. Aquaculture International. 25, 71-85.

Martinez-Garcia, E., Carlsson, M.S., Sanchez-Jerez, P., Sánchez-Lizaso, J.L., Sanz-Lazaro, C., Holmer, M., 2015. Effect of sediment grain size and bioturbation on decomposition of organic matter from aquaculture. Biogeochemistry. 125, 133-148.

Mayor, D.J., Gray, N.B., Hattich, G.S.I., Thornton, B., 2017. Detecting the presence of fish farm-derived organic matter at the seafloor using stable isotope analysis of phospholipid fatty acids. Scientific Reports. 7, 5146.

Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R., 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. ICES Journal of Marine Science. 57, 1454-1461.

Mirto, S., La, R.T., Gambi, C., Danovaro, R.C., Mazzola, A., 2002. Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987). 116, 203-214.

Price, C., Black, K., T. Hargrave, B., Morris, J., , J., 2015. Marine cage culture and the environment: Effects on water quality and primary production.

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture Research. 40, 257-273.

Rensel, J.E., Kiefer, A.D., O´Brien, F., 2007. Modeling Water Column and Benthic Effects of Fish Mariculture of Cobia (Rachycentron canadum) in Puerto Rico: Cobia AquaModel. The National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, D.C. pp. 60 pp.

Riemann, F., Thiermann, F., Bock, L., 2003. Leptonemella species (Desmodoridae, Stilbonematinae), benthic marine nematodes with ectosymbiotic bacteria, from littoral sand of the North Sea island of Sylt: taxonomy and ecological aspects. Helgoland Marine Research. 57, 118-131.

Rosenberg, R., 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. Scientia Marina. 65, 107-119.

Salvo, F., Dufour, S.C., Hamoutene, D., 2017a. Temperature thresholds of opportunistic annelids used as benthic indicators of aquaculture impact in Newfoundland (Canada). Ecological Indicators. 79, 103-105.

Salvo, F., Mersereau, J., Hamoutene, D., Belley, R., Dufour, S.C., 2017b. Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. Ecological Indicators. 76, 207-218.

Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Marín-Guirao, L., Navarrete-Mier, F., Marín, A., 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maërl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Marine environmental research. 71, 22-30.

Sarà, G., Lo Martire, M., Sanfilippo, M., Pulicanò, G., Cortese, G., Mazzola, A., Manganaro, A., Pusceddu, A., 2011. Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. Marine environmental research. 71, 317-324.

Semprucci, F., Losi, V., Moreno, M., 2015. A review of Italian research on free-living marine nematodes and the future perspectives on their use as Ecological Indicators (EcoInds). Mediterranean Marine Science. 16, 325-326.

Sospedra, J., Falco, S., Morata, T., Gadea, I., Rodilla, M., 2015. Benthic fluxes of oxygen and nutrients in sublittoral fine sands in a north-western Mediterranean coastal area.

Srithongouthai, S., Tada, K., 2017. Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). Aquaculture. 471, 140-145.

Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. Aquaculture Research. 42, 41-50.

Suplicy, F.M., Vianna, L.F.d.N., Rupp, G.S., Novaes, A.L.T., Garbossa, L.H.P., de Souza, R.V., Guzenski, J., da Costa, S.W., Silva, F.M., dos Santos, A.A., 2017. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development in Santa Catarina State, south Brazil. Reviews in Aquaculture. 9, 107-124.

Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., Porrello, S., 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. Aquaculture. 450, 262-272.

Wallner-Kersanach, M., Ribeiro, A.R.L., Machado, E.C., 2010. Analisador Elementar CHNS/O., in: Baumgarten, M.G.Z., Wallner-Kersanach, M., Niencheski, L.F.H. (Eds.), Manual de Análises em Oceanografia Química. FURG, Rio Grande, Brazil, pp. 165.

White, C.A., Nichols, P.D., Ross, D.J., Dempster, T., 2017a. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. Marine pollution bulletin. 120, 309-321.

White, C.A., Nichols, P.D., Ross, D.J., Dempster, T., 2017b. Dispersal and assimilation of an aquaculture waste subsidy in a low productivity coastal environment. Marine Pollution Bulletin. 120, 309-321.

Woodcock, S.H., Strohmeier, T., Strand, O., Olsen, S.A., Bannister, R.J., 2018. Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. Mar Environ Res. 137, 16-23.

Zar, J., 2010. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall.

Zhulay, I., Reiss, K., Reiss, H., 2015. Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. Mar Pollut Bull. 97, 381-390.

ANEXO 3

Figura 3-24. Placas com sedimento durante o processo de banho ácido para descarbonatação.

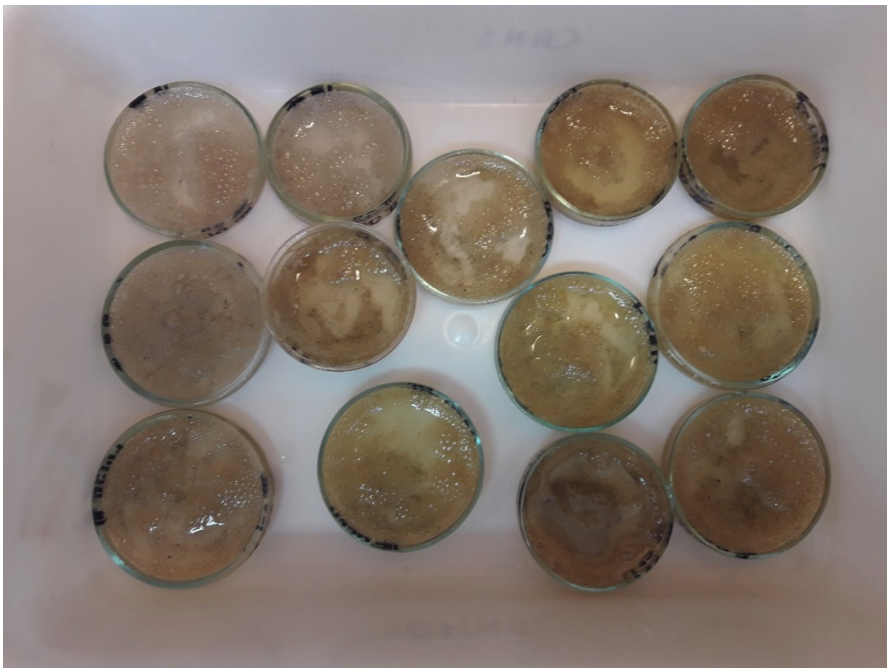


Figura 3-25. Placas com sedimento após o processo de banho ácido para descarbonatação. Partes mais escuras são aglomerados de gordura.

CAPÍTULO 3.

Capitulo 4

Planejamento espacial marinho (PEM) para o desenvolvimento sustentável dos cultivos de peixes marinhos no litoral sul fluminense.

Artigo submetido: Aquaculture

Observação: *Foi incluído um resumo em português. Durante a transcrição para esta tese as imagens e tabelas foram colocadas no corpo do texto para uma melhor compreensão. As referências bibliográficas foram mantidas na formatação indicada pelos editores.*

O anexo 4 corresponde ao artigo submetido para a revista Aquaculture.

O anexo 5 é composto de imagens que auxiliam no entendimento da metodologia ou resultados, porém não serão incluídas na versão final do artigo a ser submetido.

RESUMO EXPANDIDO:

As projeções do Banco Mundial para o ano de 2030 indicam que a demanda global por pescado irá atingir até 187 milhões de toneladas, com a produção aquícola igualando a produção pesqueira global (World Bank, 2013). Além disso, em 2050 a população mundial crescerá substancialmente totalizando 9.7 bilhões de pessoas no planeta e nesse cenário a produção aquícola terá papel fundamental em contribuir para a seguridade alimentar do planeta.

Embora a maioria da aquicultura em todo o mundo seja feita em sistemas de água doce, o uso de ecossistemas costeiros e mar aberto aumentará substancialmente, colocando ainda mais pressões ambientais sobre seus ecossistemas, produtos e serviços e assim, ao redor do mundo, a disponibilidade de áreas adequadas para aquicultura vem se tornando uma grande questão em termos de desenvolvimento e expansão do setor.

Essa disponibilidade não se refere somente a questão especial em termos absolutos, mas também a competição com outras atividades econômicas mais estabelecidas. No Brasil, o Ministério da Pesca e Aquicultura começou a promover discussões e reuniões de planejamento dos Planos Locais de Desenvolvimento da Maricultura (PLDMs), que são instrumentos de delimitação de parques aquáticos (áreas reservadas pelo estado para o desenvolvimento da aquicultura; cada parque pode conter várias áreas aquícolas) e áreas aquícolas que são espaços arrendados para indivíduos ou grupos de pessoas destinados ao desenvolvimento de aquicultura.

Até o momento somente o estado de Santa Catarina, maior produtor de moluscos bivalves do país, completou seu PLDM e em outros estados, especialmente o Rio de Janeiro, vários indivíduos e grupos praticam a atividade sem uma permissão final, contudo certos de que poderão obtê-la no futuro.

Atualmente, o Rio de Janeiro vem vivendo um aumento na produção de peixes marinhos cultivados e como resultado, novos desafios e preocupações vem surgindo, incluindo as relacionadas a demora dos processos de permissão da atividade, que são principalmente causados pela falta da delimitação das áreas.

É conhecido que a aplicação de uma abordagem ecossistêmica para a tomada de decisão é fundamental para o desenvolvimento sustentável. Essa abordagem pode ser definida como uma estratégia de integração entre a atividade e um contexto ecossistêmico maior, promovendo o desenvolvimento sustentável, equidade, resiliência e interconectando os sistemas socio-ecológicos.

O Planejamento Espacial Marinho (PEM) vem sendo largamente difundido como um tipo de ferramenta local específica e integrada para o gerenciamento das atividades humanas no ambiente marinho e se usada como ferramenta estratégica, pode alocar espaços para aquicultura em locais com características operacionais específicas e baixo potencial de conflito com outros setores.

Neste estudo, nós apresentamos uma metodologia que pode ser usada para definir zonas para aquicultura marinha e consequentemente selecionamos áreas adequadas. Essa metodologia envolve a integração de um Sistema de Informações Geográficas (SIG), sensoriamento remoto e um modelo hidrodinâmico. Esse estudo foi conduzido no contexto dos Parques Aquáticos para aquicultura adotados pelas agências governamentais brasileiras com intuito de facilitar e agilizar o processo de zoneamento. O maior objetivo foi de fornecer uma ferramenta útil que pode ser usada para definir as melhores áreas para a instalação de cultivos de bijupirá e identificar Áreas Aquáticas pela costa do Brasil, onde ainda não foi implementado o PLDM.

Vários mapas foram formulados, todos baseados em 27 critérios diferentes para piscicultura marinha e os pesos desses critérios foram baseados no julgamento dos especialistas consultados, usando uma abordagem do método de comparação pareada.

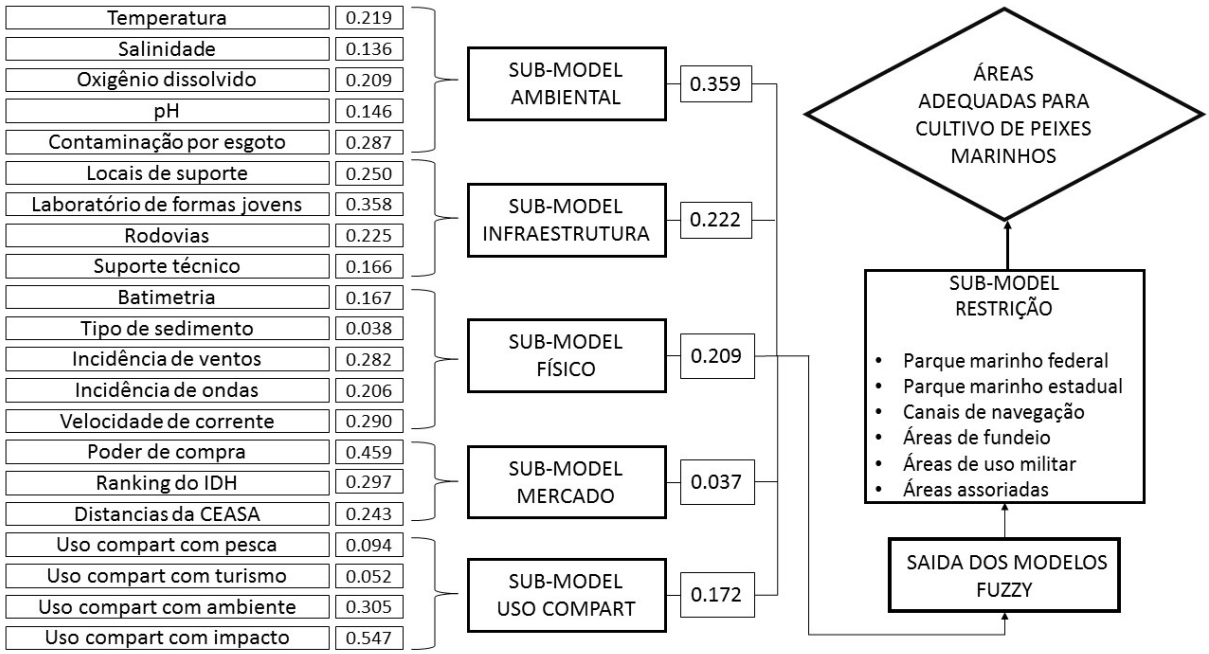


Figura 2. Estrutura conceitual do modelo SIG, para fornecer apoio a decisão de áreas adequadas para a piscicultura marinha.

A avaliação dos critérios e das preferências dos especialistas e dos envolvidos na atividade foi combinada usando um método de decisão multicritério e o mapa resultante, foi reclassificado de acordo com classes de adequabilidade.

No contexto geral, o submodelo ambiental foi considerado como o submodelo mais importante. Seu mapa resultante mostrou um grupo de melhores áreas localizadas longe da costa por conta da contaminação gerada pelos aglomerados urbanos. O submodelo de infraestrutura indicou as melhores áreas dentro da Baía da Ilha Grande. Em contraste, áreas localizadas no fundo da Baía de Sepetiba foram consideradas como as mais inadequadas.

O submodelo físico apontou um grande número de áreas muito adequadas, incluído algumas dentro das duas baías. As áreas mais adequadas estiveram diretamente relacionadas com o modelo hidrodinâmico. O submodelo de mercado teve por característica concentrar as áreas tidas como mais adequadas próximas ao fundo da Baía de Sepetiba, principalmente por conta do alto poder de compra dos residentes da cidade do Rio de Janeiro.

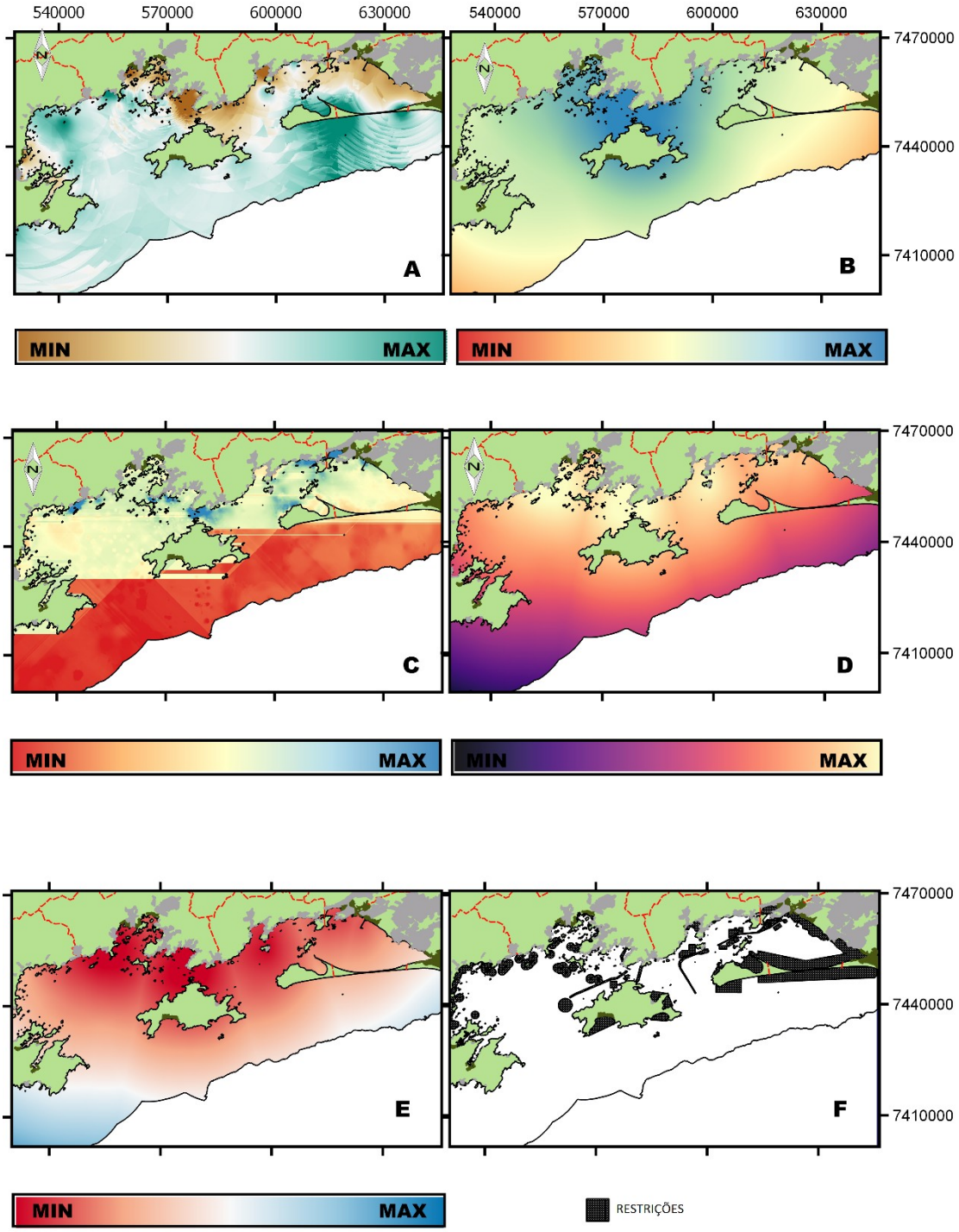


Figura 3. Mapas finais de adequabilidade de cada submodelo para a região do litoral sul fluminense. A – Submodelo ambiental; B – submodelo de infraestrutura; C – submodelo físico; D – submodelo de mercado; E – submodelo de uso compartilhado; F – sub modelo restritvo.

O modelo de uso compartilhado apontou que as piores áreas são aquelas próximas a linha de costa das duas baías, especialmente na baía da Ilha Grande, que concentra o maior número de atividade de alto impacto e zonas de proteção ambiental. Esse padrão inverte enquanto a distância da costa aumenta.

Da área total, 495 km² foram determinados como restrições e 3.442 km² como utilizáveis; da área utilizável, 32% foi considerada como adequada ou muito adequada. Esse estudo identificou 101,33 km² de áreas não adequadas (notas 1 e 2), que representaram 2.94% da área total. Áreas moderadamente adequadas (notas 3 e 4) representaram 2.230 km² ou 64.78% da área útil disponível. Áreas adequadas (nota 5 e 6) representaram 966.81 km² ou 28.96% do total de áreas disponíveis. Áreas muito adequadas (nota 7 e 8) somaram 113,84 km², representando 3.30% da área potencial disponível. Locais identificados como nearshore e offshore totalizaram 2.275,2 km² e 1.661,7 km² respectivamente.

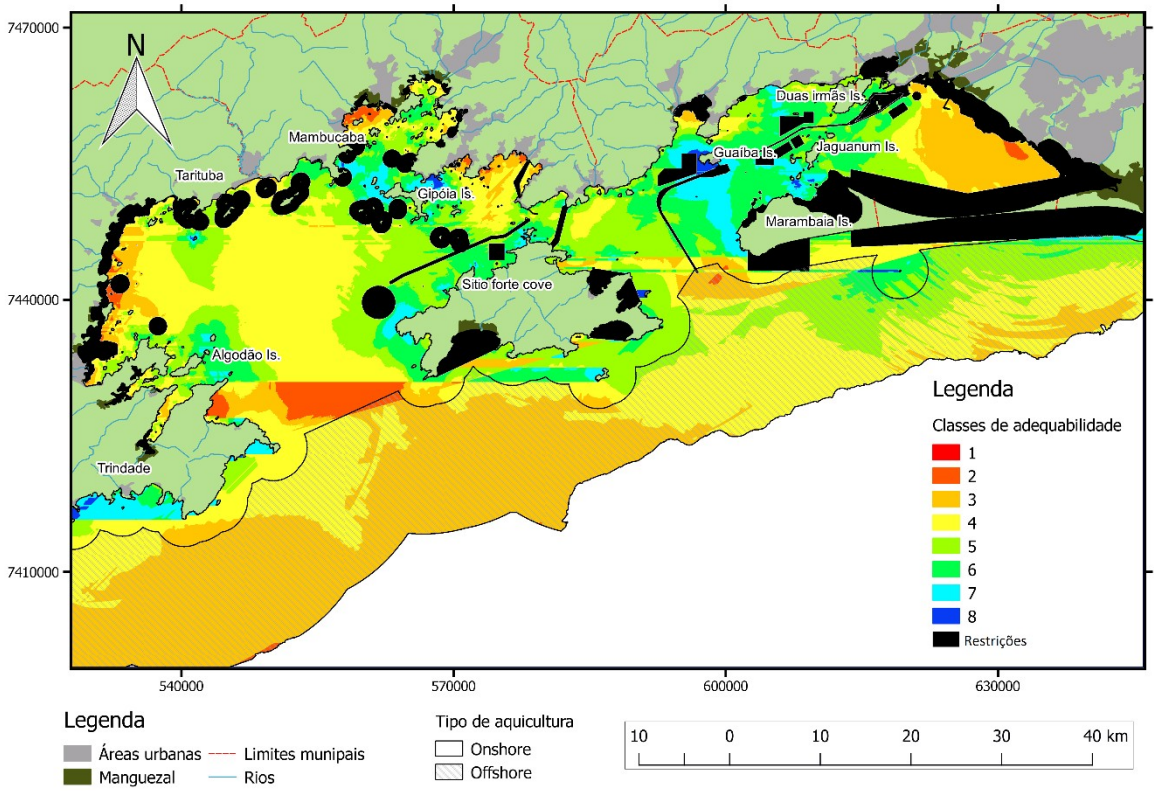


Figura 5. Mapa final de adequabilidade das áreas disponíveis para a região do litoral sul fluminense. Números e cores diferentes indicam as diferentes classes de adequabilidade.

Tabela 2. Área total (Km^2) de cada município e sua respectiva classe

	Baía de Sepetiba			Baía da Ilha Grande		
	Rio de Janeiro	Itaguaí	Mangaratiba	A. dos Reis	Paraty	Total
Inadequada	2,1717	16,362	2,2932	8,9415	71,5617	101,3301
Moderadamente adequada	84,9384	204,9912	311,9661	439,9407	1187,861	2229,698
Adequada	32,6673	141,3428	336,6099	329,6657	156,8961	997,1818
Muito adequada	2,988	0,6912	49,6683	28,7349	31,698	113,7804
Restrição	69,7171	136,4742	94,2795	124,6239	69,8292	494,9239

No modelo hidrodinâmico, especialmente dentro das duas baías, menos de 14% da área total foi determinada como havendo corrente residuais maiores que 10 cm s^{-1}, valor limiar sugerido por vários pesquisadores para que haja condição de ressuspensão, indicando a necessidade de se focar na capacidade de suporte dessas zonas.

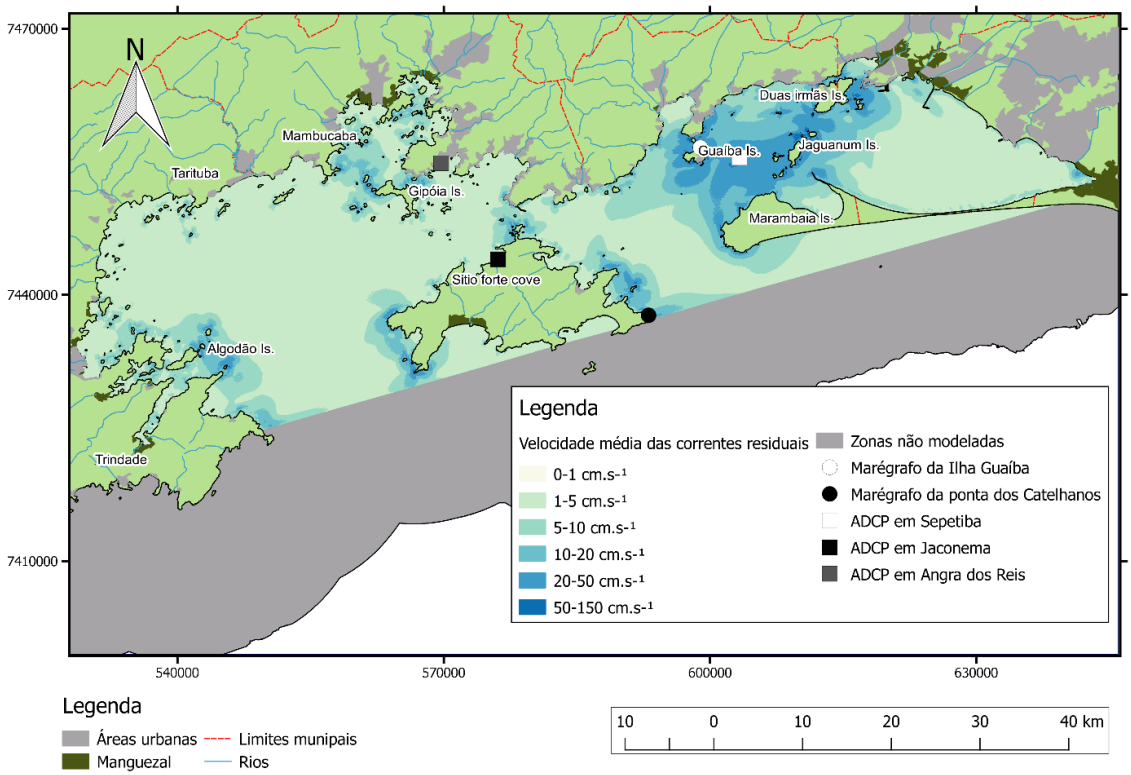


Figura 4. Mapa final do modelo hidrodinâmico para a região do litoral sul fluminense. ADCP - acoustic Doppler current profiler.

No geral, o modelo final apontou em ambas as baías, poucas áreas como inadequadas para o cultivo de peixes marinhos. Por outro lado, também existem poucas áreas tidas como muito adequadas, principalmente devido ao intenso uso costeiro e os conflitos de interesses entre atividades econômicas impactantes já instaladas e a existência de unidades de conservação, especialmente dentro da baía da Ilha Grande.

Estes resultados podem parecer inicialmente desanimadores, contudo, contextualizando esses resultados, a costa sudeste do Brasil é densamente habitada e o turismo e as indústrias relacionadas às atividades navais são as fontes de recurso mais importantes da população local, que também é fortemente dependente do uso do espaço costeiro. Apesar disso, o total de áreas consideradas como adequadas e muito adequadas é suficiente para garantir a implantação e expansão do cultivo de peixes marinhos na costa Sudeste do Brasil.

A porção interna da Baía de Sepetiba, parece ser menos apropriada que outras áreas por conta de suas águas rasas, forte uso costeiro, vasta população humana residindo na costa e indústrias pesadas. A entrada e as porções externas foram consideradas como as áreas mais adequadas na Baia de

Sepetiba. A porção oceânica da Ilha da Marambaia foi classificada como muito adequada, mas por conta da logística relacionada a acessibilidade e custos, se recomenda um estudo minucioso sobre a viabilidade do seu uso. As principais restrições foram canais de navegação e áreas de fundeio.

A baía da Ilha Grande tem uma grande quantidade de áreas adequadas, contudo a Estação Ecológica (ESEC) Tamoios que se sobrepõe a um grande número de áreas muito adequadas causa uma sensível redução na quantidade. A Ilha Grande tem um grande potencial para a instalação dos cultivos de peixes marinhos, uma vez que sua porção continental é toda considerada como adequada. Outras áreas muito adequadas dentro dos seus domínios, incluem os arredores da Ilha da Gipoia, e um extensão da costa entre Mambucaba e Barra Grande.

Através dessa metodologia foi possível identificar zonas adequadas para o cultivo de peixes marinhos. Consequentemente essa metodologia pode servir como uma ferramenta útil para determinar áreas muito adequadas para a instalação de áreas aquáticas para cultivo do bijupirá, em locais onde o PLDM ainda não foi implementado.

ANEXO 4.

Marine spatial planning for the sustainable development of marine finfish farming in Brazil.

Felipe Schwahofer Landuci[1,2a]; Douglas Fraga Rodrigues[3]; Alexandre Macedo Fernandes[3]; Luís Henrique da Silva Poersch[2]

[1] Fisheries Institute of Rio de Janeiro – Research and Production Department - 31.501. Americas Av. – 23032051 - Rio de Janeiro, RJ – Brazil.

[2] Federal University of Rio Grande – Oceanography Institute - Marine Aquaculture Station - 02 Hotel St - 96210030 - Rio Grande, RS - Brazil.

[3] Rio de Janeiro State University – School of Oceanography – 524, São Francisco Xavier St. – 20550900 – Rio de Janeiro, RJ – Brazil.

[a] – corresponding author current affiliation: Fisheries Institute of Rio de Janeiro, FIPERJ, Av. das Américas, 31.501, Guaratiba, Rio de Janeiro, RJ, 22231-090, Brazil, email: felipeslanduci@gmail.com

Running Title: site selection for marine finfish culture

Abstract

Around the globe, the availability of areas that are suitable for aquaculture has become a great concern in terms of the development and expansion of the sector. In Brazil, only in 2009 did the Ministério da Pesca e Aqüicultura (MPA) begin to promote discussions and plan meetings regarding the Local Plans for Mariculture Development (PLDMs), which are an instrumental tool for the establishment of aquatic parks and areas. Currently, hundreds of groups and individuals actively practice aquaculture without a legal permit; however, authorities are reasonably sure these people and groups will obtain a full license soon. This study aimed to serve as a tool to identify the sites that were most suitable for the installation of cobia grow-out cages and contributed to sustainability. Several (27) criteria maps for marine finfish farming were evaluated, and the weight calculations were based on the judgment of decision makers using the pairwise comparison method. The evaluation criteria and the preferences of experts and stakeholders were combined using multi-criteria decision rules, and a final output map was reclassified according to the suitability ratings. From the total area, 495 km² was determined to be constrained and 3.442 km² was useful; of the useful area, 32% was considered suitable or highly suitable. Ilha Grande Bay was determined as the best place to culture marine finfish along the southeast coast of Brazil. To enhance the sustainability of marine fish farming, we suggest the adoption of limited-production areas based on the assimilation and production carrying capacities. Through this methodology, it is possible to identify the zones suitable for finfish aquaculture. Consequently, this methodology could serve as a helpful tool for determining the areas that are most suitable for the installation of cobia grow-out cages and the aquatic areas along the coast of Brazil that have not yet implemented PLDMs.

Keywords: *Rachycentron canadum*, carrying capacity, GIS, suitability, hydrodynamic model, Mariculture.

1. Introduction

The World Bank projections for the year 2030 predict the global fish supply will grow up to 187 million tons, with aquaculture production equaling global capture production (World Bank, 2013). Additionally, the global population is projected to increase to 9.7 billion by 2050 (UN, 2017); thus, the production of fish from aquaculture can fundamentally contribute to global food security needs (Naylor et al., 2000).

In 2014, global mariculture production totaled 26.7 million tons and was valued at US$ 46.9 billion, and it has experienced mean increases of 4% and 8%, respectively, in the last five years (FAO, 2016a). Nearly all global mariculture is inshore, meaning it is situated or carried out near the shoreline. Inshore production is well established in protected coastal locations, in shallow waters with low hydrodynamic energy, and in areas that are near supporting infrastructure (Edwards, 2015; FAO, 2012; Kapetsky et al., 2013).

Around the globe, the availability of area suitable for aquaculture is becoming a major problem in terms of the development and expansion of the sector. Availability not only refers to the lack of space in absolute terms but also refers to the competition with more established coastal economic activities (Gimpel et al., 2015; Hofherr et al., 2015).

In Brazil, the discussion about the best locations to develop mariculture started in 2003 when the Ministry of Fisheries and Aquaculture began to promoting discussions and planning meetings on the Local Plans for Mariculture Development (PLDMs), which are an instrumental tool for establishing aquatic parks (i.e., areas reserved by the state for the development of aquaculture; each park may contain several aquatic areas) and aquatic areas, which are areas leased to individuals or groups for aquaculture development (Brasil, 2004).

In the state of Santa Catarina, after ten years, the Brazil largest producer of farmed shellfish finally finished their PLDM. Today, in others states hundreds of groups and individuals still actively

practice aquaculture without a legal permit; however, authorities are reasonably sure they will obtain a full license soon (Scott, 2013; Suplicy et al., 2017; Vianna and Filho, 2018).

Knapp and Rubino (2016) attest that regulatory processes plays a fundamental role in determining the full potential of marine aquaculture development. The length of a lease and natural risks of mariculture activity drives investors away; these are just some of the challenges that must be overcome to reach the full potential of development.

The application of an ecosystem-based approach to decision making is a fundamental framework for sustainable development, and the FAO (2010) defines an ecosystem approach to aquaculture (EAA) as a strategy for integrating the activity within the wider ecosystem context, while still promoting sustainable development, equity, and resilience of interlinked socio-ecological systems. In EAA, aquaculture development and management should consider the full range of ecosystem functions and services and should not threaten the sustained delivery of these functions and services to society.

Marine spatial planning (MSP) has been widely advocated as one type of site-specific integrated tool for managing human activities in the marine environment. When used a strategic tool, MSP can allocate space for aquaculture at sites with desirable operational characteristics (both economic and ecological) and lower the potential conflict with other sectors. Additionally, the use of MSP enables the development and implementation of an overall coordinated management plan that uses an ecosystem-based approach, while simultaneously recognizing that different activities (e.g., aquaculture development, oil and gas production, tourism), uses (e.g., marine parks, conservation areas) and services (e.g., ecology, habitats) will continue to require coordinated management of their own (Geoffery et al., 2016; Shucksmith et al., 2014; Stelzenmüller et al., 2017).

The development and implementation of MSP is achieved through the application of appropriate tools or activities, which could include regulations, integrated coastal management (ICM),

zoning, mapping and collected data, databases, software packages, and other contributing tools and information. A useful tool for MSP is one that is specifically created for spatial analysis, such as geographic information systems (GIS). GIS combined with remote sensing can significantly improve the analysis and presentation of spatially based data, enable data collection over larger spatial areas than other methods, and mapping outputs will be of greater value (Bricker et al., 2016; Brigolin et al., 2015; Gentry et al., 2017; Geoffery et al., 2016; Gimpel et al., 2015; Shucksmith et al., 2014).

GIS-based suitability modeling is one of the most frequently used decision-support system (DSS) applications used to evaluate potential aquaculture sites; additionally, this type of modeling could range from simple spreadsheets to complex software packages (Bricker et al., 2016; Brigolin et al., 2015; Dapueto et al., 2015; Falconer et al., 2013; Ferreira et al., 2014; Kuo et al., 2006; Ottinger et al., 2016; Ross et al., 2013; Stelzenmüller et al., 2017). According to Hadipour et al. (2015), site selection can be viewed as spatial multi-criteria decision-making (MCDM) problem. The combination of GIS software and multi-criteria evaluation (MCE) techniques in a spatial multi-criteria evaluation (SMCE) provides a potential tool that can help users solve MCDM problems (Falconer et al., 2016). A MCDM approach is often used to solve various decision-making and selection problems. This approach requires decision makers to provide qualitative and quantitative assessments when determining the performance of each alternative related to each criterion as well as the relative importance of the evaluation criteria in terms of the overall objective (Bricker et al., 2016; Dapueto et al., 2015; Kuo et al., 2006).

A commonly used method for examining MCDM problems in real-life situations is the analytical hierarchy process (AHP). The AHP is based on pairwise comparisons and calculates the inconsistency index, which is the ratio of the decision-makers' inconsistency. By making pairwise comparisons at each level of the hierarchy, participants can also develop relative weights to differentiate the importance of the criteria (Boroushaki and Malczewski, 2008; Hossain et al., 2007; Saaty, 1980).

In this study, we present a methodology that can be used for allocating zones for finfish aquaculture and for subsequent site selection; the methodology involves the integration of GIS, remote sensing, and hydrodynamic models. This study was conducted within the context of Aquatic Parks for Aquaculture adopted by Brazilian governmental agency; additionally, a major goal was to streamline the zoning process. The main objective was to provide a helpful tool that can be used to determine the most suitable area for installing cobia grow-out cages and for identifying aquatic areas along the coast of Brazil that have not yet implemented a PLDM; the objectives was achieved through GIS analysis with the AHP and MCDM processes.

2. Study Area.

Rio de Janeiro state is located on the southeast coast of Brazil. Despite being, in fact, the third smaller Brazilian state, it concentrates 8.4% of the population of the country. Rio de Janeiro has a long coastline, with a total of 645.9 km, representing 7.5% of the coastal length of the entire country; in fact, its southern part has a rugged coastline with many sheltered areas. There are two protected bays: Sepetiba Bay (SB) and Ilha Grande Bay (IGB), and these two bays comprise two thousand beaches and three hundred islands and are among the most important touristic and fisheries areas in the country (Figure 1).

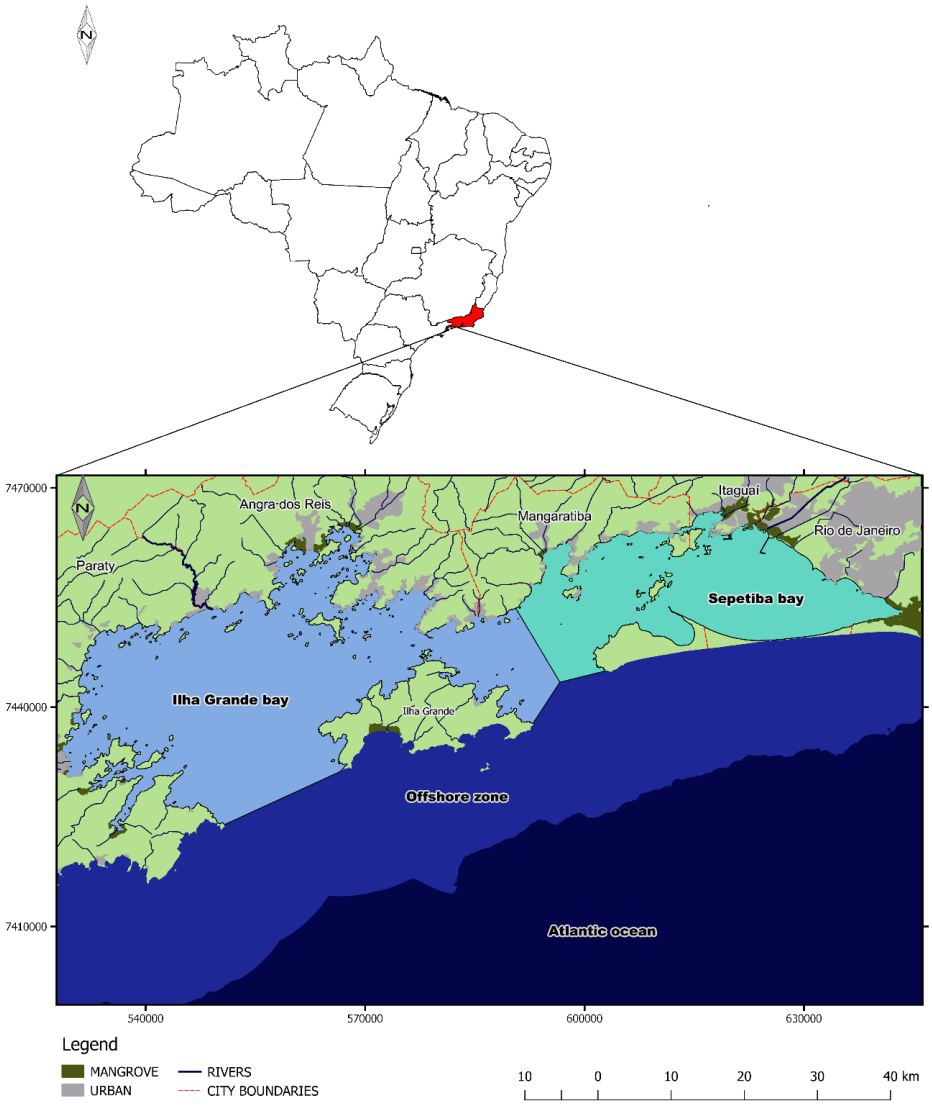


Figura 4-26. Brazil Southeast coast. Highlighted, Rio de Janeiro coast.

With semi-moist tropical weather, superficial water temperatures in the area vary annually from 18 ºC in winter to 33 ºC in summer (25 ± 3.2 ºC). Salinity ranges from 16 to 32 ppt, with the lowest values occurring in coastal areas due to rivers and high rates of typical summer rainfall; additionally, the concentration of dissolved oxygen in the area ranges from 4 to 8 mg L^{-1} (INEA, 2015).

Tourism, fisheries and primary and secondary industries, such as docks, shipyards, steel plants, crude oil terminals and nuclear power plant complexes, provide the base of the regional economy (CEPERJ, 2015). Mariculture represents a low percentage of the region's income but has been

experiencing an increase in production, mainly originating from the culture of shellfish (scallops and mussels). All farmers operate at small scales in sheltered areas, which is similar to regions in certain countries in Asia (Bunlipatanon et al., 2014), and the social and inclusive character of the activity is supported by local policies. Currently, the region is the biggest producer of native scallop (*Nodipecten nodosus*) in Brazil, and the region has the potential to provide other products, including cobia (*Rachycentron canadum*), grouper (*Mycteroperca marginatus*) and other marine fishes.

In 2009, an experimental pilot study on the growth of cobia indicated the high potential for this activity (Sampaio et al., 2011), and this finding stimulated public and private investments over the last four years. Currently, Rio de Janeiro is experiencing an increase in cobia marine cage culture production volume (10-30 ton. year $^{-1}$); as a result, new challenges and concerns have developed, including those related to the slow aquaculture permit process, which is mainly due to the absence of delimited aquatic areas.

3. Methodology

3.1 Model Development.

In this present study were used IDRISI Selva GIS software (Clarks Labs) and QGIS v2.8.1 (QGIS Development Team, QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project) for data preparation and processing and for model development. Before analysis, all model components were converted to the UTM-23S georeference system at 30 m resolution. Final images were overlaid on a mask image.

In this study, the most important criteria for site selection of marine finfish farming were selected through literature reviews and consultations with aquaculture experts. Since the criteria maps contained ordinal values, the maps were standardized using a fuzzy process based on the literature and modified according to expert opinion; the final maps were suited to the specific environmental, social and physical conditions of Rio de Janeiro (Table 2).

Table-4-13. Criteria's and Fuzzy process details.

Sub model	Criteria	Fuzzy process: Member. Type	Function Shape	Control Points a	b	c	d	Source
Environmental	Temperature (ºC)	Sigmoidal	Increase	20	30	30	30	a; b
	Salinity (g L^{-1})	Sigmoidal	Increase	5	35	35	35	c
	Dissolved oxygen (mg L^{-1})	Linear	Increase	5	5	5	8	a; d
	pH	Linear	Increase	6.5	6.5	6.5	8.2	e
	Sewage contamination (class)	Sigmoidal	Decrease	1	1	1	3	f
Physic	Bathymetry (m)	Sigmoidal	Symmetric	5	15	30	50	g; h
	Wave height (m)	Sigmoidal	Decrease	0	0	0	3.5	i
	Wind exposure	Linear	Decrease	0	0	0	$U_a$max	i
	Current speed (cm s^{-1})	Sigmoidal	Symmetric	0	10	20	100	h; j; l

[a] (Benetti et al., 2010); [b] (Sun and Chen, 2014); [c] (Resley et al., 2006); [d] (Alston et al., 2005); [e] (Rodrigues et al., 2015); [f] (CONAMA, 2005); [g] (Brasil, 2004); [h] (Beveridge, 2008); [i] (Falconer et al., 2013); [j] (Cromey et al., 2002); [l] (Stigebrandt, 2011).

Twenty-seven criteria were selected; of these criteria, some represented primary data, and some resulted from preliminary data manipulation or modeling. The model structure was built based on hierarchical structures that subdivided all criteria into smaller groups (or sub-models). Initially, criteria were subdivided into two major groups: factors and constraints. However, these factors were further divided into five sub-models (i.e., environmental factors, infrastructure, physical factors, markets, and conflicting uses), and an additional sub-model was formed using six constraints and was developed as a Boolean image (i.e., a constraint sub-model). Later, these six sub-models and their weights of

importance were combined using a weighted linear combination method and MCE decision rules to produce a final chart (Figure 2).

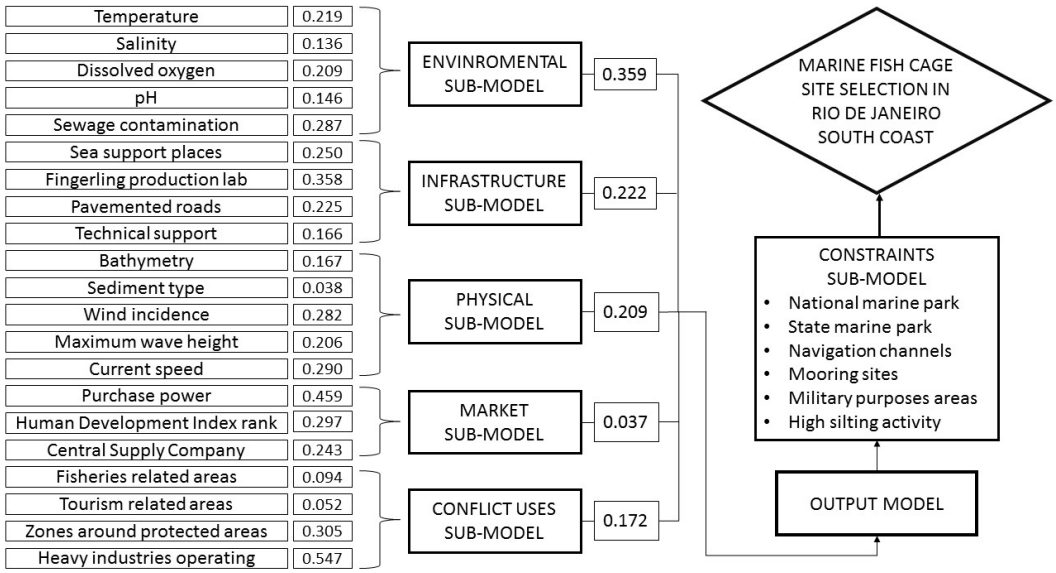


Figure 4-27. Conceptual GIS model framework to providing decision support for marine fish farming.

The final chart was reclassified into 8 ranked suitable ratings, which were modified from the FAO (1976), as follows: highly suitable (7-8), suitable (5-6), moderately suitable (3-4), unsuitable (1-2) and constrained (0).

Questionnaires were used to assign weights based on the judgment of decision makers using the pairwise comparison method developed by Saaty (1994). Several national or local-level experts from universities, research institutions, government agencies, and private companies and stakeholders who had useful information in fields related to aquaculture development were asked to evaluate the weight of each criterion. These experts and stakeholders were specialized in an aquaculture-related productive chain and science, such as civil engineering, fisheries science, animal nutrition, biology, water resources management, environmental science, economics, tourism and natural resource management, aquaculture products and services retailers and marine farmers.

3.2 Environmental Sub-Model.

Environmental factors could ultimately lead an aquaculture initiative toward success or failure based on the wide range of variables involved. This sub-model used information from 33 monitoring points, in two years period, that are part of an annual surveillance program of the Environment Institute of Rio de Janeiro State (INEA); values were presented as the mean and covered the marine perimeter of the study area. In total, five different layers were created, including temperature, salinity, dissolved oxygen, and pH.

A sewage contamination layer was created using data collected from 66 different points as part of a beach monitoring program created by INEA. The data were presented as four categories based on prevalence time; specifically, a value of "1" (≤ 250 most probable number (MPN) of *Enterococcus*.100 mL^{-1}) indicated the best conditions, and a value of "4" indicated the worst conditions (> 1000 MPN *Enterococcus*.100 mL^{-1}). All these points were imported as XYZ data to IDRISI and interpolated.

3.3 Infrastructure Sub-model.

A lack of good infrastructure resources around aquaculture facilities could increase costs and cause an initiative to fail. Four layers were created for this sub-model, and each considered the distance between a location and an operation site; for example, supporting places, the location of fingerling production laboratories, technical assistance, and the presence of paved roads were all considered.

To be considered a valid supporting place, the site should be able to receive and discharge fully loaded supply trucks. Therefore, only places with a wharf and adequate access routes were regarded.

By digitizing points of interest using a combination of Google Earth images and QGIS, layers of sea supporting places, fingerling production laboratories, and technical assistance were created. A layer of paved roads was made using the network road map shapefile, which was provided by the National Department of Transport Infrastructure (DNIT). Only main roads or those that could support trucks with heavy loads were considered.

All layers for this criterion's sub-model were imported into IDRISI and the DISTANCE command was applied.

3.4 Physical Sub-model.

Ensuring that cages are sited appropriately based on engineering tolerance is fundamental for sustaining an operation and provides a high level of safety for the operators and the environment is maintained. In this sub-model, five layers were created, including bathymetry, wind incidence, maximum wave height, sediment type and current speed.

The bathymetry layer was created using digitized points from nautical charts (1607, 1620, 1633, and 1634), which were provided by the Hydrography Center of Brazilian Navy; data were exported as XYZ data and interpolated.

The wind speed and maximum wave height layers were based on the methodology described by Falconer et al. (2013). The wave climate model in this study focused on the maximum potential significant wave height. The height of wind-generated waves is a function of wind speed and direction, fetch and water depth. Based on the most significant winds in the region, three principal wind directions were used to create the fetches images; these directions included northeast, southwest, and east, and their respective mean speeds (m s^{-1}) were registered in three-month intervals at the Marambaia Station of the National Meteorology Institute (INMET). Later, these three resulting fetches images were overlaid using a sum operation and then divided by three, resulting in one final image with maximum potential fetch. The maximum value registered was used as a control point in the fuzzy reclassification process.

The sediment bottom layer used data presented as the mean grain diameter, which were provided by the National Bank of Oceanographic Data (BNDO/CHN); these data were exported into IDRISI as XYZ data and interpolated. Since the substrate data were categorical, they were reclassified according to Falconer et al. (2013) on a scale from 0 to 1 (i.e., mixed sediment: 0.25; rock: 0.25; mud

and sandy mud: 0.5; coarse sediment: 0.75; sand and muddy sediment: 1) without using fuzzy set memberships.

The current speed layer was assessed using the three-dimensional water modeling system MOHID, which was developed by the Marine and Environmental Technology Research Center (MARETEC). The simulation was performed in barotropic, depth-integrated mode for 12 weeks, with a time step of 60 seconds. The first seven days were used to spin up the model, and the output was recorded for each grid cell with an interval of 15 minutes. Two regular grids were constructed in a nested schema from bathymetric data and rotated for alignment with the local coastal line. The coarser grid presented 135 × 90 nodes that were each 1 km in size, and the total area was 12,150 km^2. The external domain reached the 100-m isobath, and the FES2012 tide model was used to force the simulation on the open boundary. The finer grid had cell sizes of 200 m and was used to solve the currents inside the two bays in more detail. Model validation was performed using data from three tidal gauges located at different points in the study area and computing statistical parameters according to (Willmott, 1981). The residual speeds were calculated for each cell, and the average velocity components (u and v) were estimated for all periods and exported as XYZ data; finally, data were interpolated (Miranda et al., 2002).

3.5 Market Sub-model.

Areas that are more likely to experience commercial success are those that have better access to wealthy market consumers and packing houses. Additionally, these areas will be closer to fresh or frozen product distribution sites, and the distance and time to reach these locations is an important criterion.

The human development index (HDI) is a summary measure of the average achievement in terms of the major dimensions of human development. The HDI was created to emphasize that a person and his/her capabilities and should be the ultimate criteria for assessing the development of a

country; in other words, economic growth alone does not adequately assess a country's level of development (PNUD et al., 2012). Initiatives in areas with larger HDI values have the potential to be more successful, and the HDI value should be considered. Based on this information, three layers were created that considered the distance to the central supply company, the HDI rank, and the purchasing power.

To create the CEASA layer, the location was digitized in a Google Earth image inside QGIS, imported into IDRISI, and then the DISTANCE command was applied.

The HDI layer was created by exporting the georeferenced shapefiles of a municipality's territorial limits, which were provided by the Geographical and Statistics National Institute (IBGE), into IDRISI and then performing the DISTANCE operation. Each resultant image was overlaid in a multiplication operation to the corresponding position from the regional HDI ranking; finally, all resulting images were summed and divided by the number of municipalities. The lowest obtained value was used to determine the most suitable area.

The same principle was applied to create the purchasing power layer; however, the per capita income ranking was used as a multiplying factor.

3.6 Conflicting Uses Sub-model.

As aquaculture is often considered the 'new kid on the block' in regard to its use of space, it will be difficult to find suitable sites in many coastal areas that do not conflict with pre-existing uses that may be considered more socio-economically significant for the region (Sanchez-Jerez et al., 2016).

In this sub-model, four layers were created that corresponded to the most important conflicting activities listed by local decision makers; these layers included areas related to fisheries, areas related to tourism, zones surrounding protected areas, and existing heavy industries.

Fishing areas were selected from a fisheries zone map provided by the Fisheries Institute of Rio de Janeiro (FIPERJ) and the Fisheries Secretary from Angra dos Reis; the data were digitized and

exported into IDRISI. The tourism layer was composed of beaches, islands and SCUBA interest points that were digitized from touristic circuit guides and maps, and data were exported into IDRISI. By digitizing the perimeters of marine environmental protected areas based on information provided by the INEA and the Ministry of Environment, an official data layer was created based on proximity to environmental protected areas. The existing heavy industries were digitized in QGIS. Heavy industries were those that performed activities with high environmental impacts, such as siderurgics, oil terminals, iron terminals, shipyards, ports, and nuclear power plants.

All criteria layers in this sub-model were imported into IDRISI as a shapefile. Finally, the DISTANCE command was applied in IDRISI.

3.7 Constraint Sub-model.

This Boolean sub-model comprised all constraints that would not permit aquaculture or other types of marine use in a given area. This sub-model had six digitized layers, including two marine protected areas, navigation channels and anchoring sites, highly silted areas, and military purpose areas. All information was provided by an official and geo-referenced data and obtained from the Ministry of Environment and nautical charts issued by the Navy of Brazil. Finally, all images were overlaid in a single Boolean image.

4. Results

By focusing on the areas of maximum interest for the development of cage systems, water depths that were excessive (i.e., > 50 m) or too shallow (i.e., < 3 m) and distances from the coast greater than 20 km were excluded (Pérez et al., 2005). Additionally, offshore and nearshore areas were classified based on the distance to the coastline.

Offshore aquaculture has been defined using a variety of criteria, including water depth, distance from shore, wave exposure, and jurisdictional boundaries (Gentry et al., 2017). While there is no universally adopted definition, distances greater than 3 km were used in the present model to account for offshore conditions; in contrast, areas inside the bays are considered as coastal.

Each decision maker had an average of eight years of experience in his/her specialized activity. In general, their opinions indicated that the most important criteria were those related to pollution or environmental threats, such as the proximity to existing polluters and sewage sources. On the other hand, less important criteria were those related to conflicts regarding sharing space with tourism and fisheries, the type of sediment and the distance to the central supply company.

4.1 Environmental Sub-model.

In general, the environmental sub-model was regarded as the best sub-model. The output map shows a concentrated group of "best areas" located away from the coast. Inside bays, which were considered very suitable, only a small portion inside BIG was assessed as "highly suitable". The highest ranking was assigned to the external portion of SB between two navy corps bases (Figure 3A).

4.2 Infrastructure Sub-model

The infrastructure sub-model indicated the most desirable areas were inside IGB. In contrast, areas located at the bottom of SB were designated to be the most unsuitable (Figure 3B).

4.3 Physical Sub-model.

Highly suitable zones included those inside both IGB and SB. The most suitable areas were those directly related to the hydrodynamic model (Figures 3C; 4). Less suitable zones were found outside of the two bays.

4.4 Market Sub-model.

The market sub-model map shows a concentration of most "suitable" areas near the bottom of SB, which was mainly due to the high purchasing power of Rio de Janeiro City residents, the higher HDI value, and the presence of the largest state warehouse. Areas in the western portion of IGB were assessed as less suitable (Figure 3D).

4.5 Conflicting Uses Sub-model.

The worst areas were those nearest the shoreline of the two bays; specifically, IGB had a concentrated area with the greatest number of these highly impactful activities and large areas of

environmental protected zones. This pattern inverts as the coastal distance inside the two bays increases (Figure 3E).

4.6 Constraint Sub-model.

Of the 3,936.91 km² of total area available for sitting cages in the coastal region, 494.92 km² were constrained (score 0), resulting in an available area of 3,441.99 km² that had the potential to house siting cages; in other words, 87.4% of the total area was not constrained.

Legal permits that allow aquaculture along the Brazilian coastal zone dictate that, in the area a cage will be installed, net pens should be 1.5-times smaller than the total depth (Brasil, 2004). Consequently, areas with depths less than 2 m and those considered as silted areas were determined to be useless for cage culture and were marked as a constraint. Additionally, navigation channels, anchorage sites, and military installations were considered as security areas by the Brazilian Waterway Safety Regulation (Brasil, 1998), and anchoring is not permitted in these areas, deeming them useless for aquaculture.

Brazilian environmental law defines marine protected areas that could be restrictive or prohibitive. In the study area, there were two different types of marine protected areas, i.e., an ecological station (ESEC) and a state marine park; both areas ban disembarking, diving, fishing, anchoring, construction and prohibit the implementation of activities that may damage, pollute, or degrade an ecosystem. These areas have additional rights and conditions based on environmental legislation. Therefore, areas inside their perimeters were excluded (Figure 3F).

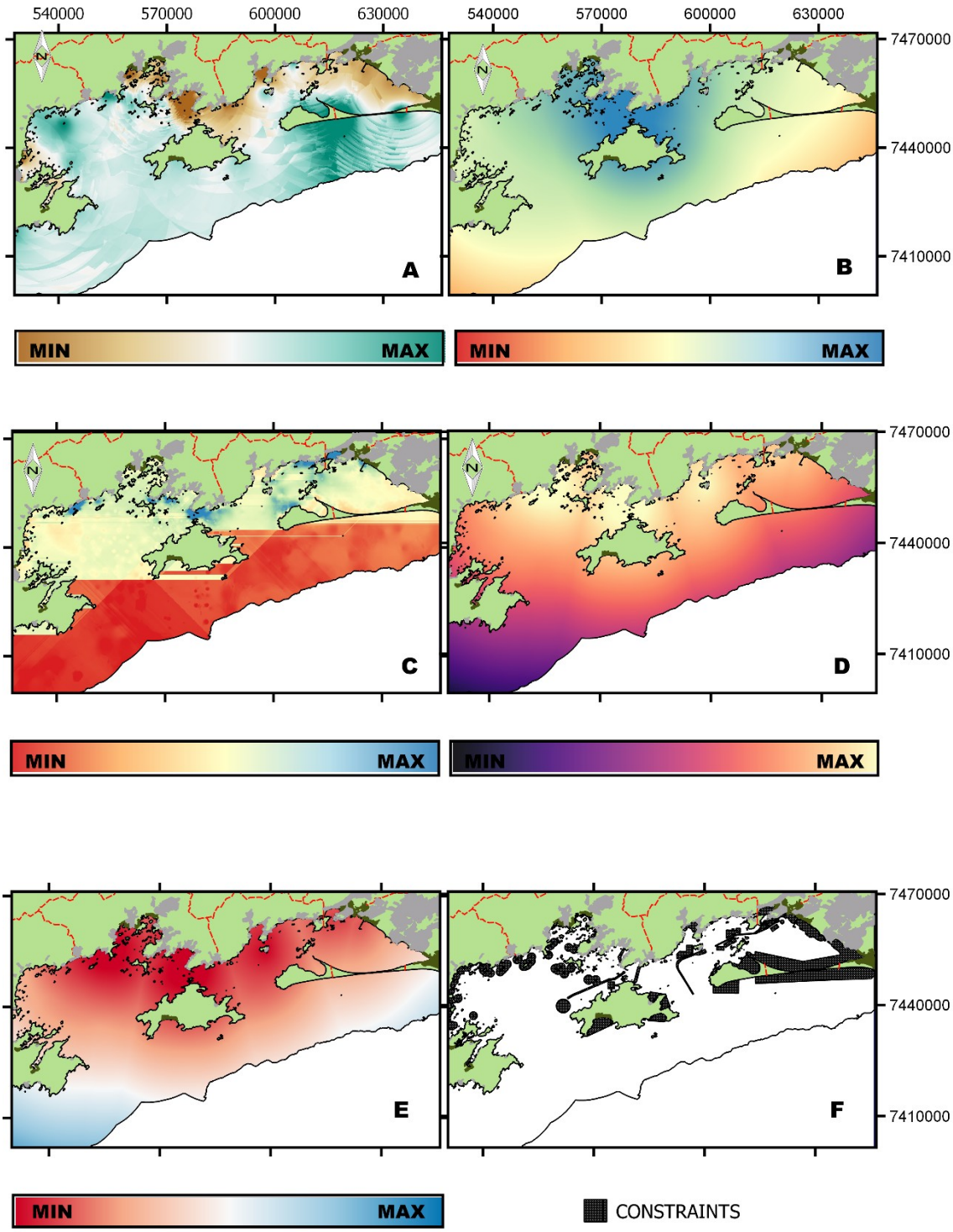


Figure 4-28. Output map from sub models to Rio de Janeiro southest coast. A – Environment sub model; B – Infrastructure sub model; C – Physical sub model; D – Market sub model; E – Conflicting uses sub model; F – Constraint sub model.

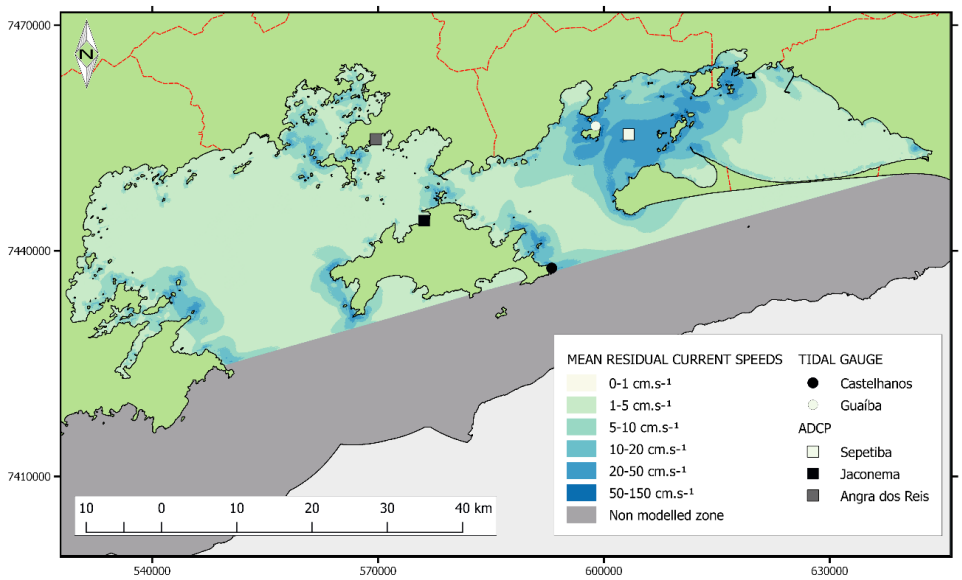


Figura 4-29. Hydrodynamic model output map of Rio de Janeiro southest coast.

4.7 Final output

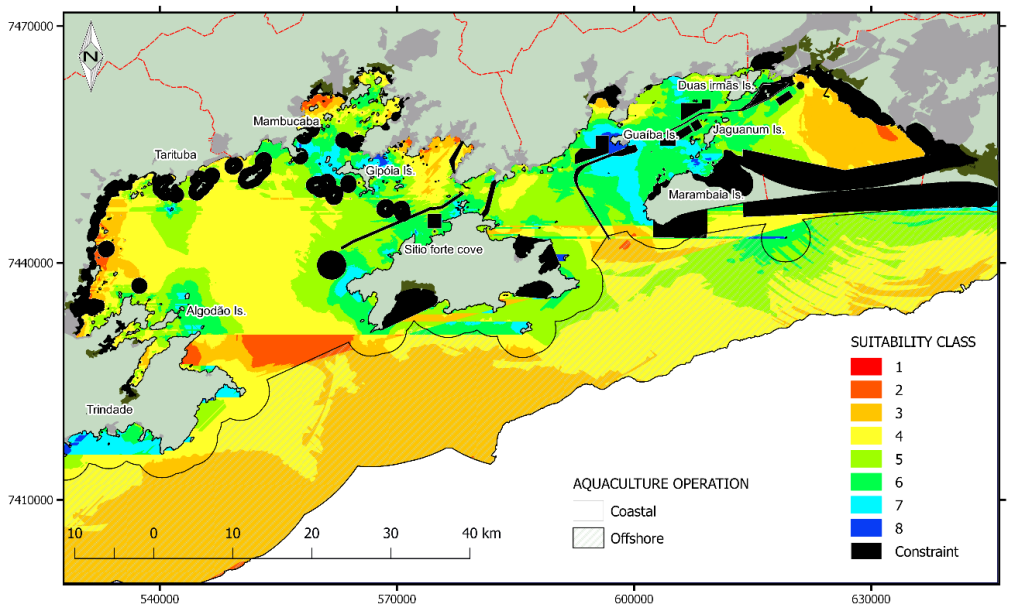


Figure 4-30. Final output suitability map Rio de Janeiro southest coast. Different numbers and colors indicate different suitability classes. Diagonal patterns areas are those considered to be as offshore aquaculture.

This study identified 101.33 km² of "unsuitable" areas (score 1 and 2), which represented 2.94% of the useful area. "Moderately suitable" areas (score 3 and 4) represented 2,230 km² or 64.78%

of the available useful area. “Suitable” areas (score 5 and 6) represented 966.81 km² or 28.96% of the available useful area. “Mostly suitable” (score 7 and 8) areas amounted to 113.84 km², representing 3.30% of the potential available area. Sites assessed as nearshore and offshore areas totaled 2,275.2 km² and 1,661.7 km², respectively.

Table 4-14. Total area (Km²) for each municipality of Rio de Janeiro southest coast.

	Sepetiba Bay			Ilha Grande Bay		
	Rio de Janeiro	Itaguaí	Mangaratiba	A.dos Reis	Paraty	Total
Unsuitable	2.1717	16.362	2.2932	8.9415	71.5617	101.3301
Moderate suitable	84.9384	204.9912	311.9661	439.9407	1187.861	2229.698
Suitable	32.6673	141.3428	336.6099	329.6657	156.8961	997.1818
Most suitable	2.988	0.6912	49.6683	28.7349	31.698	113.7804
Constraints	69.7171	136.4742	94.2795	124.6239	69.8292	494.9239

5. Discussion

The haphazard development of aquaculture without adequate planning and regulation can lead to adverse environmental impacts, lack of economic feasibility, and social conflicts (Gentry et al., 2017). This study focused on the selection of the most suitable sites for both nearshore and offshore cage culture, which is crucial as it can significantly influence the economic viability of a venture by determining its capital outlay, operating costs, rates of production and mortality factors; additionally, this information can reduce conflicts between different coastal activities and users.

Aquaculture site selection requires geographically related data and information with multiple feasible alternatives; however, these alternatives are often conflicting and involve incompatible

evaluation criteria. The data used for this study were available in different forms and were obtained directly from competent agencies responsible for possessing the most reliable public information for each subject; data were also spread throughout the study area. Most of the data resulted from long-term and continuous monitoring, which enhanced the strength of the data.

Usually, alternatives are evaluated by many individuals, such as managers, decision makers or interest groups, and alternatives are typically characterized by unique preferences concerning the relative importance of the evaluation criteria (Pérez et al., 2005). The use of questionnaires can synthesize the viewpoints of different persons who have different functions and perform activities at various levels; questionnaires also provide the opportunity to evaluate distinctive preferences, which results in more realistic evaluations of local scenarios.

The high weights received by the environmental sub-model mainly reflect the influence of the temperature criterion. The warmest area in the study area is in a small portion near the coast inside IGB; this location is warmer because of the hot water discharged by the Angra nuclear power station, enhancing the suitability within this zone.

Changes in water temperature are met with changes in metabolism, oxygen consumption rate, and waste production rate, among others. Sub-optimal conditions can lead to stress, which in turn, affects behavior, feeding, feed conversion, and growth, and any of the arguments made for water temperature also hold for salinity (Lawson, 1995). In cobia cage farming, Benetti et al. (2010) and Sun and Chen (2014) reported that growth rates increased proportionally within the range of temperatures to which the fish were exposed. Therefore, zones with higher temperatures are representative of better growth rates and had higher importance.

Another criterion that had high influence was sewage contamination. Sewage discharge could also be hazardous for cage culture development. Most sewage discharges within the study area were

due to the urban sewage discharges associated with densely populated areas along the coastlines of BIG and SEP and the outflow of the Guandu River at the bottom of SEP. Those zones were assessed as less suitable than those in the outlying urban centers.

Urban wastewater is mostly organic but also contains considerable amounts of metals, oils and greases, detergents and industrial wastes. All human sewage also contains enteric bacteria, viruses and the eggs of intestinal parasites (Clark et al., 2001).

Poor environmental conditions (from sewage discharges) that lead to fish stress may produce physiological or metabolic changes in the fish, which may increase the sensitivity of fish to other pollutants, ultimately increasing mortality and reducing profit (Hedrick, 1998).

In IGB and SB, the dissolved oxygen, salinity and pH levels were very similar, indicating similar levels of suitability for both. There were minimal differences in the growth rates of cultured cobia, in dissolved oxygen levels above 5 mg L^{-1} (Alston et al., 2005; Benetti et al., 2010) and in salinities between 5-30 ppt (Resley et al., 2006). Similarly, pH is not a problem in most marine sites since sea water is strongly buffered (Thurston et al., 1981).

Infrastructure was the second most important sub-model, and a "trade off" was assessed between cost and risk when considering sea cage farm locations. Central areas of IGB were assessed as "highly suitable" due to the proximity to the marine fish hatchery present on Ilha Grande Island. It is well known that proximity to grow-out sites could lead to higher survival rates because of distance and acclimation, which reduces the overall costs.

IGB also had more support installations that could affect facility sea operations, the only local FIPERJ office, and the greatest extent of highways through its geographical limits, especially near the coastline; all of these factors directly influenced the lower suitability of SB. Roads are fundamental in that they promote easy access to goods and services that can supply sea operation necessities; additionally, yachts, docks, ports, and outposts are recognized as essential to simplify and support sea

operations; thus, they receive similar significance. Finally, technical assistance represents an advantage to nearby sites, as these sites can be accessed quickly in cases of urgency.

The physical sub-model had similar importance to the infrastructure sub-model, and the physical sub-model reflecting the same trend of costs versus risks. The most suitable areas were those on the inside of the two bays, mainly because these were sheltered areas. In this context, through the influence on cage structures and cage stocks, winds and waves could determine the suitability of a particular site or area for cage fish cultures (Falconer et al., 2013). Additionally, protected areas are the simplest to operate, they are less expensive and risky, and this is the principal reason that these two criteria (i.e., wind exposure and maximum wave height) received high scores.

Due to the high score of the current speed criteria, the zones correlated with higher water movement, the central channel of SB and other peripheral border zones inside BIG were estimated to be most suitable. Good water exchange through a cage is essential for replenishing oxygen and removing waste metabolites. Less suitable areas inside bays were those related to poorly flushed zones, especially in coves, inlets, and entrances.

It is well known that aquaculture must be developed while considering ecosystem function, and this entails estimating the assimilation and production carrying capacities and adapting farming practices that consider both ecological and social components (Sanchez-Jerez et al., 2016).

Carrying capacity is an important concept that helps determine the upper limits of aquaculture production and avoid unwanted shifts in both the natural ecosystem and the social functions and structures (Ross et al., 2013). The method of determining carrying capacity was especially important in terms of the environmental impact of cage aquaculture in smaller, enclosed, and poorly flushed water bodies because of eutrophication. As a result, many simulation models have been developed to predict the environmental changes caused by different nutrient loadings from dissolved and particulate inputs from fish cage aquaculture (Byron and Costa-Pierce, 2013).

Stigebrandt (2011) and Cromey et al. (2002) discussed empirical models for determining carrying capacity and identified a threshold value for current velocity (10 cm s^{-1}); if this value is occasionally exceeded, the accumulated organic matter will be resuspended and may be transported away from the site, providing unlimited ecological carrying capacity. For comparison, at a dispersive site, areas that had mean current velocities in excess of 15 cm s^{-1}, approximately twice the amount of deposition flux is required to induce the effects experienced at a nondispersive site those in which mean current velocities are below 9 cm s^{-1} at 20 m water depth (Keeley et al., 2013).

In the hydrodynamic model, especially inside the two bays, less than 14% of the area was determined to have residual current speed greater than 10 cm s^{-1}, indicating the necessity of focusing on the carrying capacity of these zones. This result highlights the need for a simulation model to stipulate the maximum biomass production in these zones, especially in terms of the carbon deposition on the seabed before the installation of cages.

In addition to current speed, a sufficient depth is required to allow sufficient water flow and wide waste dispersion over the seabed (Pérez et al., 2003); however, the water depth should not be too deep, as deeper waters make mooring expensive and complicate the process of maintaining the cages (Benetti et al., 2010; Gifford et al., 2002). Additionally, rocky substrates can also be a sign of good current scour, thereby ensuring an adequate oxygen supply and reducing the risks of waste accumulation; however, the cost of moorings may be problematic and expensive, and this type of substrate may make it more difficult to safely and reliably anchor the cage (Beveridge 2004).

All existing cages in the area are at depths less than 20 m deep, which is neither too shallow to affect bottom circulation nor too deep to become expensive or create a challenge to install. Additionally, all cages are over gravel/sand substrate, which simplifies both costs and installation efforts. Therefore, based the low weight in the sub-model and its importance, those criteria seemed to

be undervalued, mainly due to the lack of respondent's experience in mooring and installing cages in adverse conditions, as a marine fish farming in Brazil are emerging.

In the market sub-model, the inner part of SB was determined to be the most suitable due to the site's proximity to Rio de Janeiro, the wealthiest city in the area. This pattern inverts as the distance from Rio de Janeiro increases, resulting in lower suitability, especially in the west zone of IGB closer to the border with São Paulo state. Though market questions were deemed less important than all other criteria (based on the expert opinions that reflected lower relevance), it is important to revalue these ratings in the future.

The increasing demand for high-quality fresh food fish and seafood, combined with the lack of local fish production, has driven up the price of farmed cobia as well as other aquaculture products in the country. Currently, the cobia produced in Southeast Brazil is sold for US$ 18-20 kg^{-1} for whole gutted fish (Palmer, 2015). Regarding opportunities, it is important to consider that the high current selling price is temporary, and it is expected to decrease in the future as the variety of other aquaculture products increases.

In this respect, the central supply company of Rio De Janeiro (CEASA) will have a primordial role. CEASA is the second largest central food supply market in Latin America and has a strategic position to centralize and coordinate the distribution of food genres around the entire state. Additionally, São Paulo is the most populated state in Brazil and could represent a potential market with appropriate logistics, which would boost the suitability of the western portion of IGB.

In the conflicting uses sub-model, the areas inside both bays had lower suitability, and the especially low value in IGB reflected the great importance of proximity to existing heavy industries once these activities become dominant. In addition, IGB encompasses the two existing marine protected zones. Past events that have occurred in the region fully explain this pattern. Though sporadic, crude oil spills from the oil terminal in IGB area have occurred due to operational failures,

endangering shellfish culture. Additionally, the proximity to environmental protection area represents a concern because of the limited comprehension of our sea perimeters and rights and duties. In IGB, there is a respectful mentality regarding the environmentally protected marine areas, which is based on the fear of the potentially substantial penalties.

For mariculture, neither fisheries nor tourism were regarded as impediments in the two bays. The region has intense fisheries that has shifted from traditional fishing methods to business sectors. The primary industrial fisheries are trawl and siege fisheries; these both target pelagic species, mainly the true sardines (*Sardinella brasiliensis*), and neither of these fisheries display conflicts with mariculture. In general, artisanal fisheries occur relatively close to the native population communities where fisherman live and land their catch, and those areas are ones that could have some conflicts of interest; however, especially in IGB, the local governments have encouraged anglers to consider becoming marine farmers, and based on the great interest by SB anglers, mariculture is well regarded.

In the region, aquaculture has been a tourist attraction, and tourism is an important consumer market for the aquaculture products of IGB and SB, offering advantages related to the reduction in transportation costs and improvement in market prices. Hotels and inns within the region also represent a significant consumer market for mariculture products (INEA 2015) and are great partners.

In general, the final model assessment for both bays pointed to only a few sites that were unsuitable for marine fish farming. In fact, the southeast coast of Brazil has very favorable environmental and geographical conditions for culturing marine fish. On the other hand, there are few highly suitable sites, mainly due to the heavy use of the coastline and the conflicts between existing heavy industries and environmental conservation units, especially in IGB.

These results may initially look disappointing due to the low quantity of highly suitable areas that were identified. However, to put these results into context, the southeast coast of Brazil is densely

populated, and the tourism and naval-related industries are the primary income source of the local population, which is also heavily dependent on the use of the coastal space.

Nonetheless, the total amount of area considered to be suitable and very suitable (1080.65 km^2) is sufficient to guarantee the establishment and expansion of marine fish farming along the southeast coast of Brazil.

The inner portion of SB seems to be less appropriate than other areas because of the heavy coastal use, shallow waters, vast human population along the coast line, and existing heavy industries. The entrance, and external portions were considered the most suitable areas in SB as also a portion between Itacuruça and Ariqueçaba island. Regardless, a portion of the oceanic side of Marambaia Island was classified as highly suitable due to the logistics related to accessibility and cost; thus, it is recommended to carefully study the feasibility of our assessment. The main constraints are the navigation channel and the moorage sites.

IGB had a large quantity of area suitable for the establishment of marine fish farming; however, ESEC Tamoios, which is superimposed with many other highly suitable areas, causes a sensible reduction in the quantity of those. Ilha Grande reveals a great potential to establishment of marine fish farming once all its western portion that are facing the continent is considered suitable. Others most suitable areas included Gipóia Island surroundings, and shoreline extension between Mambucaba and Barra Grande.

However, it is important to emphasize that the parameters stipulated in this study are specific to cobia farming, and these criteria may apply to other tropical fishes. All bays had areas that were suitable for the deployment of marine fish farming; however, in terms of quantity, IGB had more “most suitable” and “suitable” areas than did SB. All “most suitable” areas were classified as nearshore, which should result in a more careful zoning approach.

To best apply sustainability guidelines to marine fish farming on the coast of Brazil, we suggest the adoption of limited-production areas (Besson et al., 2017) that are based on assimilation and production carrying capacities according to the residual current velocity assessed by a hydrodynamic model.

Using this methodology, it is possible to identify the zones suitable for finfish aquaculture. Consequently, this methodology could serve as a helpful tool for selecting the most suitable areas to install cobia grow-out cages and identify aquatic areas along the coast of Brazil that have not yet implemented a PLDM.

6. Acknowledgments

We would like to thank the Federal Agency for Support and Evaluation of Graduate Education (CAPES, Brazil) the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) and the Rio de Janeiro State Carlos Chagas Filho Foundation for Research Support (FAPERJ). The authors appreciate the support of all specialists who kindly agreed to participate in answering the questionnaires, and they also thank the competent agencies that shared the monitoring data used in this study. Luis Poersch is a research fellow of CNPq.

References

Alston, D.E., Cabarcas, A., Capella, J., Benetti, D.D., Keene-Metlzoff, S., Bonilla, J., Cortés, R., 2005. Environmental and social impact of sustainable offshore cage culture production in Puerto Rican waters. Final Report. National Oceanic and Atmospheric Administration, Final Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration, Contract NA16RG1611. pp. 208.

Benetti, D.D., O'Hanlon, B., Rivera, J.A., Welch, A.W., Maxey, C., Orhun, M.R., 2010. Growth rates of cobia (Rachycentron canadum) cultured in open ocean submerged cages in the Caribbean. Aquaculture. 302, 195-201.

Besson, M., de Boer, I.J.M., Vandeputte, M., van Arendonk, J.A.M., Quillet, E., Komen, H., Aubin, J., 2017. Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. PLOS ONE. 12, e0173131.

Beveridge, M.C., 2008. Cage aquaculture. John Wiley & Sons.

Boroushaki, S., Malczewski, J., 2008. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. Computers & Geosciences. 34, 399-410.

Brasil, 1998. Lei no 9.537, de 11 de dezembro de 1997 - Dispõe sobre a segurança do tráfego aquaviário em águas sob jurisdição nacional. in: Deputados, C.d. (Ed.). Diário Oficial da União, Brasil, pp. 11.

Brasil, 2004. Instrução Normativa Interministerial Nº6 de 31 de maio de 2004 - Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. in: Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, M.d.M.A., Ministério do Planejamento, Ministério de Orçamento e Gestão (Ed.). Diário Oficial da União, Brasil.

Bricker, S.B., Getchis, T.L., Chadwick, C.B., Rose, C.M., Rose, J.M., 2016. Integration of ecosystem-based models into an existing interactive web-based tool for improved aquaculture decision-making. Aquaculture. 453, 135-146.

Brigolin, D., Lourguioui, H., Taji, M.A., Venier, C., Mangin, A., Pastres, R., 2015. Space allocation for coastal aquaculture in North Africa: Data constraints, industry requirements and conservation issues. Ocean & Coastal Management. 116, 89-97.

Bunlipatanon, P., Songseechan, N., Kongkeo, H., Abery, N.W., De Silva, S.S., 2014. Comparative efficacy of trash fish versus compounded commercial feeds in cage aquaculture of Asian seabass (Lates calcarifer) (Bloch) and tiger grouper (Epinephelus fuscoguttatus) (Forsskål). Aquaculture Research. 45, 373-388.

Byron, C.J., Costa-Pierce, B.A., 2013. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings 87-101 pp.

CEPERJ, 2015. Produto interno bruto dos municípios – 2013: Estado do Rio de Janeiro. 16, accessed 08/03/2017.

Clark, R.B., Frid, C., Attrill, M., 2001. Marine Pollution. Oxford University Press.

CONAMA, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Imprensa Nacional, Diário Oficial da União, pp. 58-63.

Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., Provost, P.G., Griffiths, C.R., 2002. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. Estuaries. 25, 916-929.

Dapueto, G., Massa, F., Costa, S., Cimoli, L., Olivari, E., Chiantore, M., Federici, B., Povero, P., 2015. A spatial multi-criteria evaluation for site selection of offshore marine fish farm in the Ligurian Sea, Italy. Ocean & Coastal Management. 116, 64-77.

Edwards, P., 2015. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. Aquaculture. 447, 2-14.

Falconer, L., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2016. Investigation of a novel approach for aquaculture site selection. Journal of Environmental Management. 181, 791-804.

Falconer, L., Hunter, D.C., Scott, P.C., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2013. Using physical environmental parameters and cage engineering design within GIS-based site suitability models for marine aquaculture. Aquaculture Environment Interactions. 4, 223-237.

FAO, 1976. A Framework for Land Evaluation. FAO Soils Bulletin 32. FAO Rome, Italy.

FAO, 2010. Aquaculture development. 4. Ecosystem approach to aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 5. FAO, Rome.

FAO, 2012. Fisheries and aquaculture software. . in: Department, F.F.a.A. (Ed.), FishStat Plus - Universal software for fishery statistical time series. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO, 2016. FAO yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics. 2014/FAO annuaire. FAO, Rome, Italy.

Ferreira, J.G., Saurel, C., Lencart e Silva, J.D., Nunes, J.P., Vazquez, F., 2014. Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. Aquaculture. 426, 154-164.

Gentry, R.R., Lester, S.E., Kappel, C.V., White, C., Bell, T.W., Stevens, J., Gaines, S.D., 2017. Offshore aquaculture: Spatial planning principles for sustainable development. Ecology and Evolution. 7, 733-743.

Geoffery, J.M., José, A.-M., Richard Anthony, C., Anne Marie, O.H., Francesco, C., 2016. Marine spatial planning for enhanced fisheries and aquaculture sustainability – its application in the Near East. FAO, Rome. http://www.fao.org/3/a-i6043e.pdf.

Gifford, J.A., Benetti, D.D., Rivera, J.A., 2002. National marine aquaculture initiative: using GIS for offshore aquaculture siting in the US Caribbean and Florida. Final Report. NOAA-National Sea Grant. http://www.lib.noaa.gov/retiredsites/docaqua/reports_noaaresearch/nmaifinalreportgis.pdf, accessed 3/10/17.

Gimpel, A., Stelzenmüller, V., Grote, B., Buck, B.H., Floeter, J., Núñez-Riboni, I., Pogoda, B., Temming, A., 2015. A GIS modelling framework to evaluate marine spatial planning scenarios: Co-location of offshore wind farms and aquaculture in the German EEZ. Marine Policy. 55, 102-115.

Hadipour, A., Vafaie, F., Hadipour, V., 2015. Land suitability evaluation for brackish water aquaculture development in coastal area of Hormozgan, Iran. Aquaculture International. 23, 329-343.

Hedrick, R.P., 1998. Relationships of the Host, Pathogen, and Environment: Implications for Diseases of Cultured and Wild Fish Populations. Journal of Aquatic Animal Health. 10, 107-111.

Hofherr, J., Natale, F., Trujillo, P., 2015. Is lack of space a limiting factor for the development of aquaculture in EU coastal areas? Ocean & Coastal Management. 116, 27-36.

Hossain, M.S., Chowdhury, S.R., Das, N.G., Rahaman, M.M., 2007. Multi-criteria evaluation approach to GIS-based land-suitability classification for tilapia farming in Bangladesh. Aquaculture International. 15, 425-443.

INEA, 2015. Diagnóstico do Setor Costeiro da Baía da Ilha Grande - Subsídios à Elaboração do Zoneamento Ecólogico-Econômico Costeiro. Diagnóstico do Setor Costeiro da Baía da Ilha Grande, 1. INEA - Intituto Estadual do Meio Ambiente, Rio de Janeiro. pp. 242.

Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J., 2013. A global assessment of offshore mariculture potential from a spatial perspective. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquaculture Environment Interactions. 3, 275-291.

Knapp, G., Rubino, M.C., 2016. The Political Economics of Marine Aquaculture in the United States. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture. 24, 213-229.

Kuo, M.-S., Liang, G.-S., Huang, W.-C., 2006. Extensions of the multicriteria analysis with pairwise comparison under a fuzzy environment. International Journal of Approximate Reasoning. 43, 268-285.

Miranda, L.B., Castro, B.M., Kjerfeve, B., 2002. Principles of Physical Oceanography of Estuaries. EDUSP, São Paulo.

Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature. 405, 1017-1024.

Ottinger, M., Clauss, K., Kuenzer, C., 2016. Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments – A review. Ocean & Coastal Management. 119, 244-266.

Palmer, R., 2015. Cobia: Is it the next big thing? International Aquafeed. 18, 37-42.

Pérez, O.M., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2003. Use of GIS-Based Models for Integrating and Developing Marine Fish Cages within the Tourism Industry in Tenerife (Canary Islands). Coastal Management. 31, 355-366.

Pérez, O.M., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2005. Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands. Aquaculture Research. 36, 946-961.

PNUD, IPEA, FJP, 2012 Brazilian Human Development Atlas 2013., http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/ranking/.

Resley, M.J., Webb Jr, K.A., Holt, G.J., 2006. Growth and survival of juvenile cobia, Rachycentron canadum, at different salinities in a recirculating aquaculture system. Aquaculture. 253, 398-407.

Rodrigues, R.V., Pedron, J.d.S., Romano, L.A., Tesser, M.B., Sampaio, L.A., 2015. Acute responses of juvenile cobia Rachycentron canadum (Linnaeus 1766) to acid stress. Aquaculture Research. 46, 1241-1247.

Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., 2013. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. Institute of Aquaculture, University of Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 283 pp.

Saaty, T.L., 1980. The analytic hierarchy process : planning, priority setting, resource allocation. McGraw-Hill International Book Co., New York; London.

Saaty, T.L., 1994. How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process. Interfaces. 24, 19-43.

Sampaio, L.A., Moreira, C.B., Miranda-Filho, K.C., Rombenso, A.N., 2011. Culture of cobia Rachycentron canadum (L) in near-shore cages off the Brazilian coast. Aquaculture Research. 42, 832-834.

Sanchez-Jerez, P., Karakassis, I., Massa, F., Fezzardi, D., Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Chapela, R., Avila, P., Macias, J.C., Tomassetti, P., Marino, G., Borg, J., Franičević, V., Yucel-Gier, G.,

Fleming, I., Xb, X., Nhhala, H., Hamza, H., Forcada, A., Dempster, T., 2016. Aquaculture's struggle for space: the need for coastal spatial planning and the potential benefits of Allocated Zones for Aquaculture (AZAs) to avoid conflict and promote sustainability. Aquaculture Environment Interactions. 8, 41-54.

Scott, P.C., 2013. Regional and national factors relevant to site selection for aquaculture in the Federative Republic of Brazil, in: Ross, L., Telfer, T., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), Expert Workshop on Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Institute of Aquaculture, University of Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland, pp. 283.

Shucksmith, R., Gray, L., Kelly, C., Tweddle, J.F., 2014. Regional marine spatial planning – The data collection and mapping process. Marine Policy. 50, 1-9.

Stelzenmüller, V., Gimpel, A., Gopnik, M., Gee, K., 2017. Aquaculture Site-Selection and Marine Spatial Planning: The Roles of GIS-Based Tools and Models, in: Buck, B.H., Langan, R. (Eds.), Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene. Springer International Publishing, Cham, pp. 131-148.

Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. Aquaculture Research. 42, 41-50.

Sun, L., Chen, H., 2014. Effects of water temperature and fish size on growth and bioenergetics of cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture. 426–427, 172-180.

Suplicy, F.M., Vianna, L.F.d.N., Rupp, G.S., Novaes, A.L.T., Garbossa, L.H.P., de Souza, R.V., Guzenski, J., da Costa, S.W., Silva, F.M., dos Santos, A.A., 2017. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development in Santa Catarina State, south Brazil. Reviews in Aquaculture. 9, 107-124.

Thurston, R.V., Russo, R.C., Vinogradov, G.A., 1981. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. Environmental Science & Technology. 15, 837-840.

UN, 2017. World Population Prospects: The 2017 Revision, Highlights and Advance Tables (Working Paper No. ESA/P/WP. 248). New York: United Nations Publications.

Vianna, L.F.d.N., Filho, J.B., 2018. Spatial analysis for site selection in marine aquaculture: An ecosystem approach applied to Baía Sul, Santa Catarina, Brazil. Aquaculture. 489, 162-174.

Willmott, C.J., 1981. On the validation of models. Physical Geography. 2, 184-194.

World Bank, 2013. Fish to 2030 : Prospects for Fisheries and Aquaculture. Agriculture and environmental services discussion paper. World Bank, Washington, DC.

ANEXO 5.

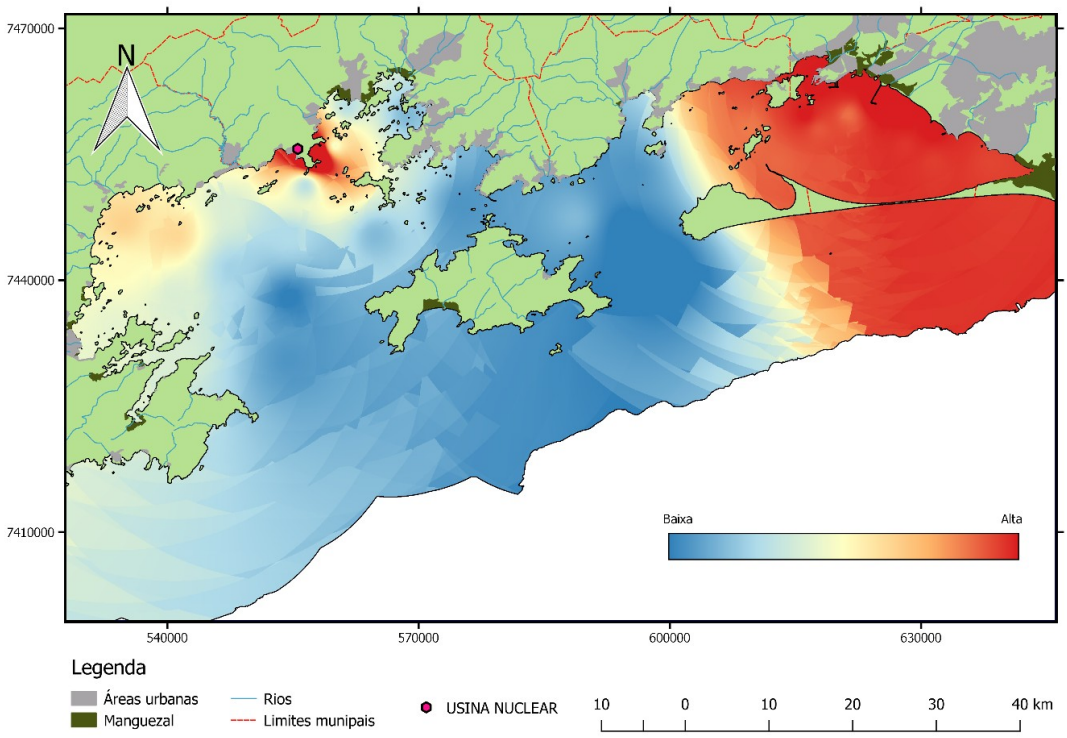


Figure 4-31. Camada Fuzzy do critério temperatura no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

Figura 4-32. Camada Fuzzy do critério salinidade no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

Figura 4-33.Camada Fuzzy do critério oxigênio dissolvido no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

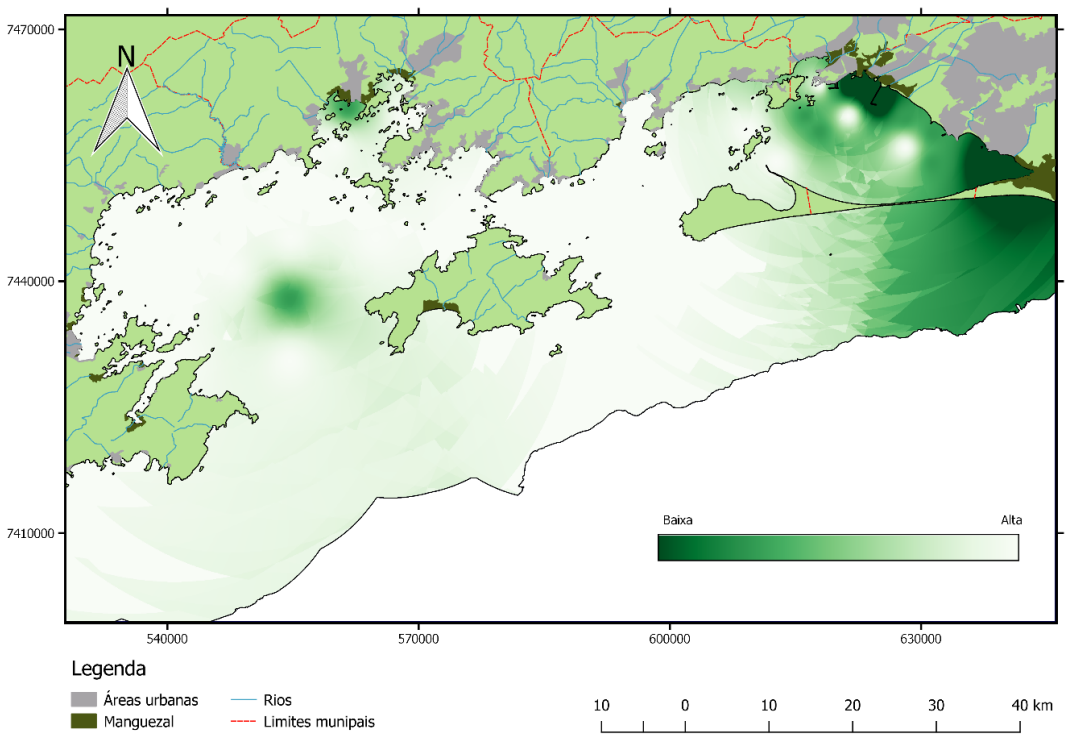


Figura 4-34. Camada Fuzzy do critério pH no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

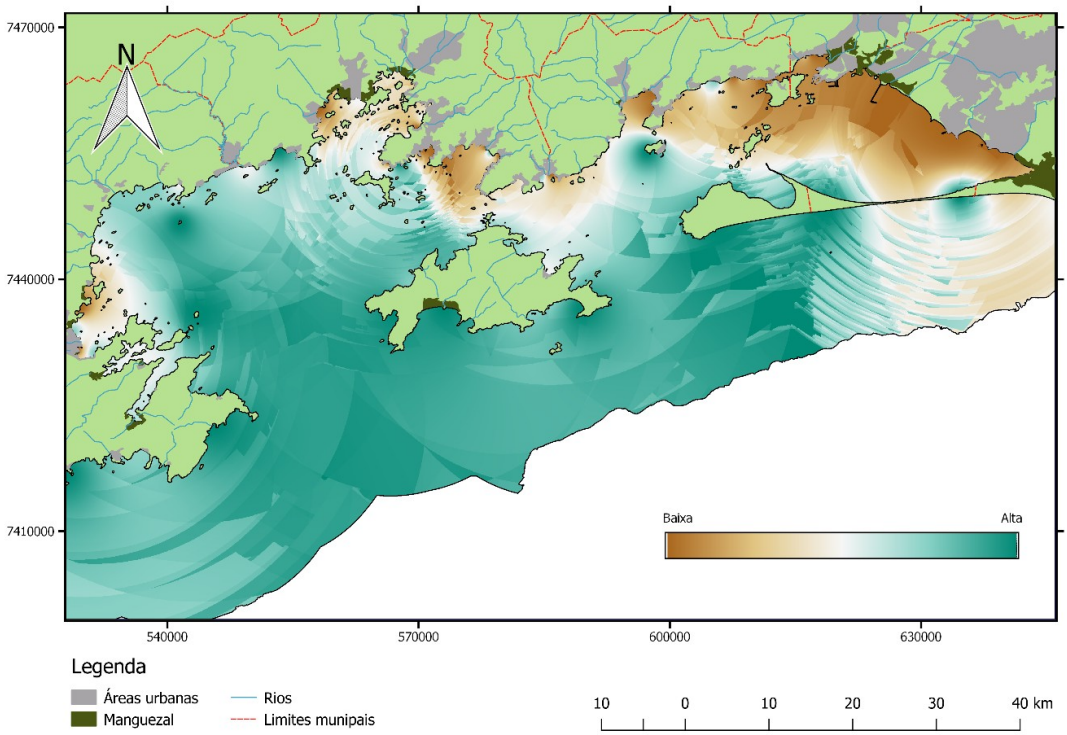


Figura 4-35.Camada Fuzzy do critério cotaminação por esgoto no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

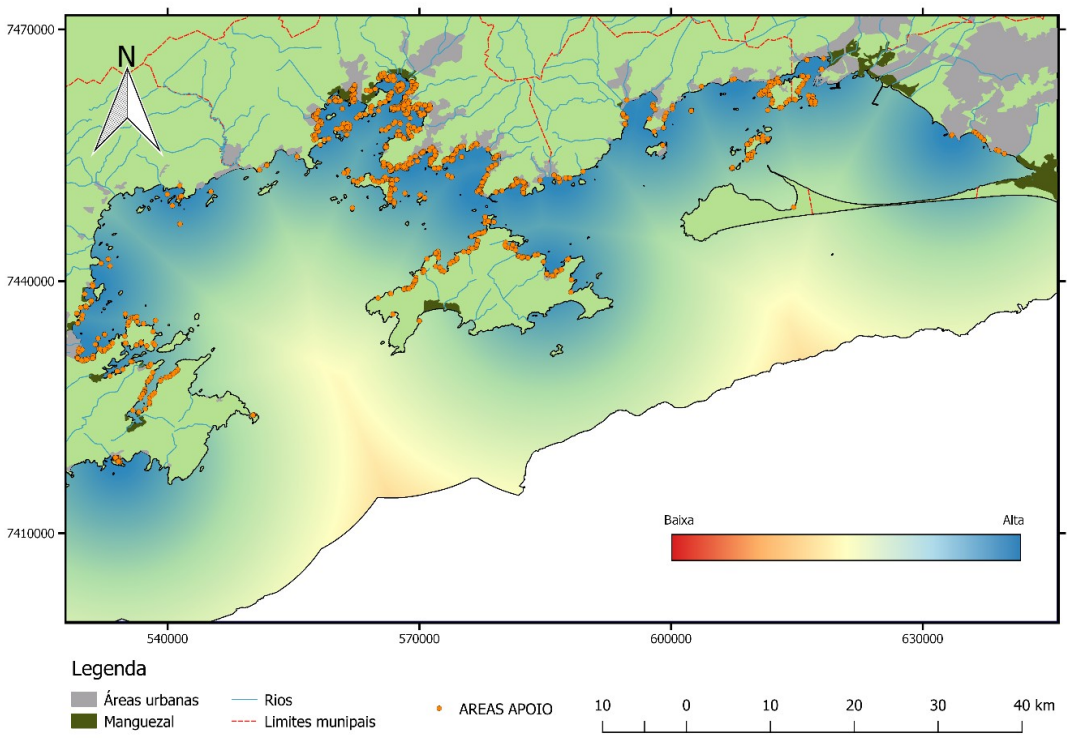


Figura 4-36. Camada Fuzzy do critério pontos de apoio marítimo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

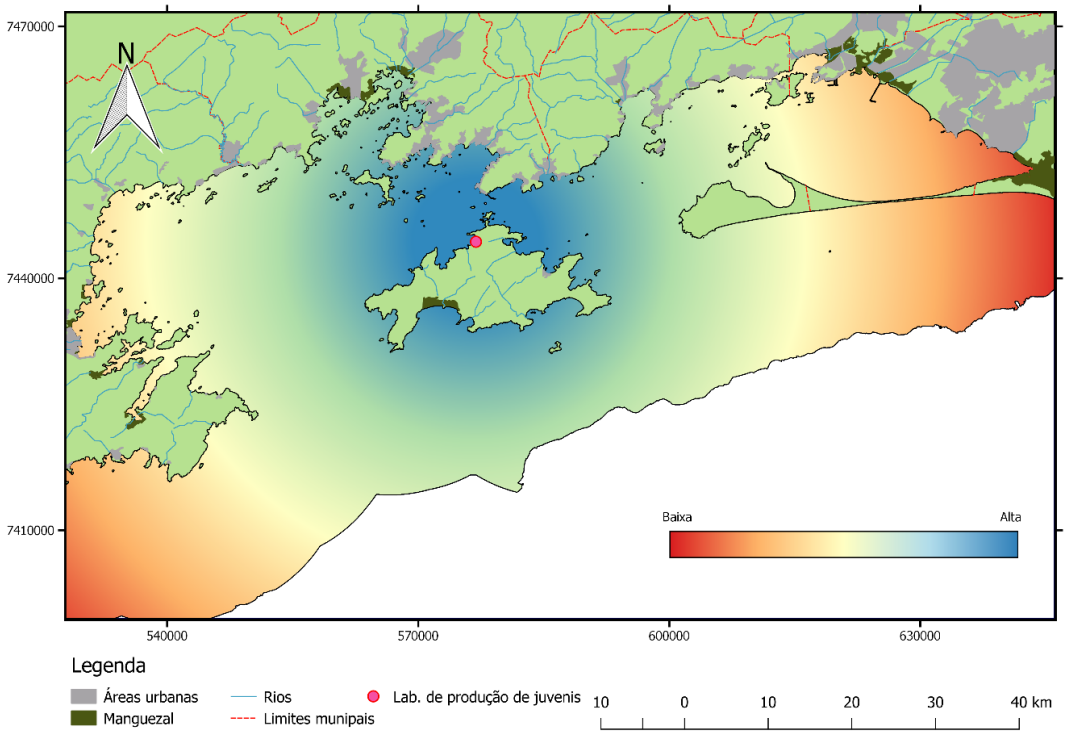


Figura 4-37. Camada Fuzzy do critério laboratório de produção de forma jovens no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

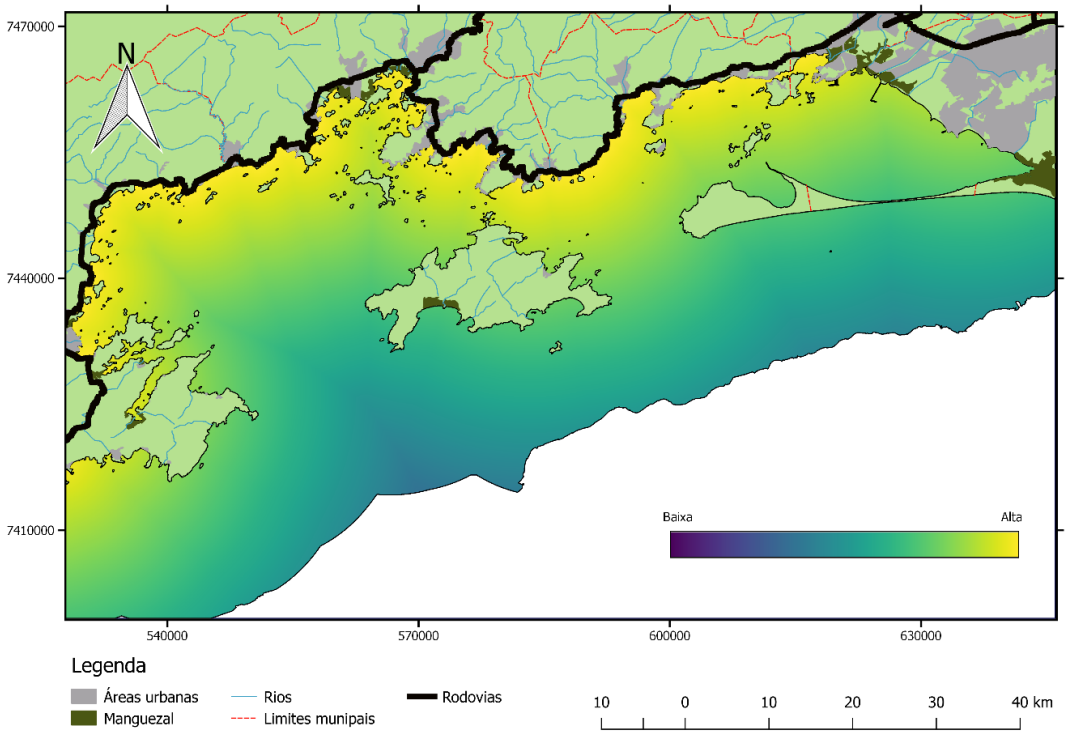


Figura 4-38.Camada Fuzzy do critério rodovias no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

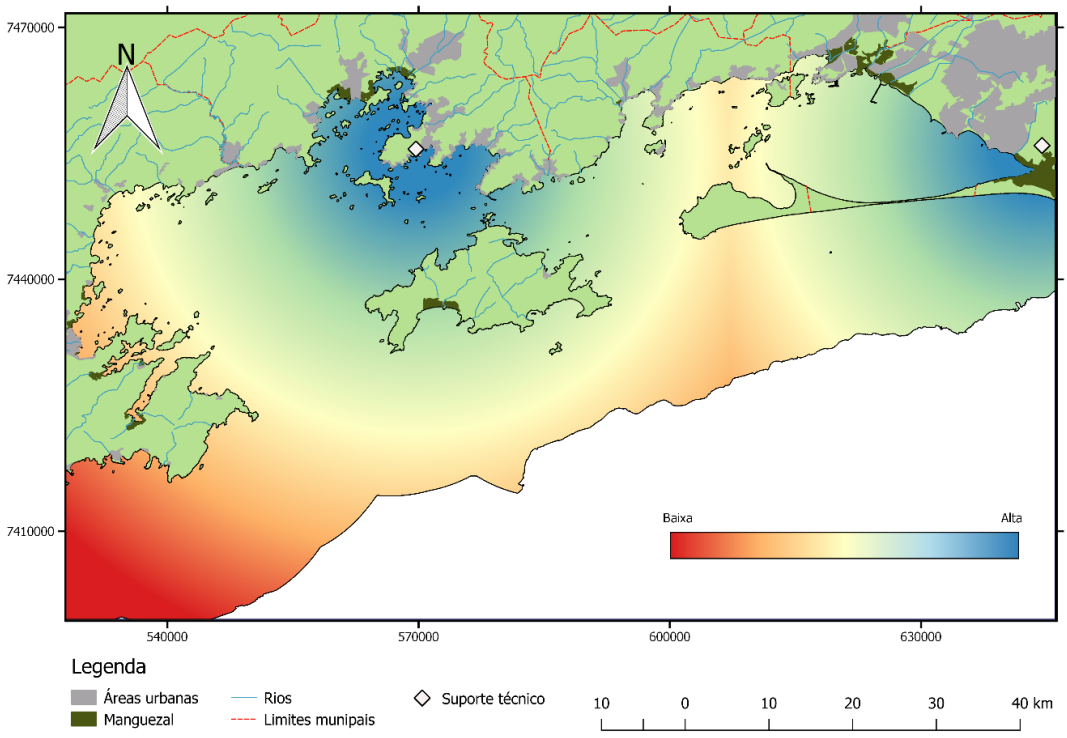


Figura 4-39. Camada Fuzzy do critério suporte técnico no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

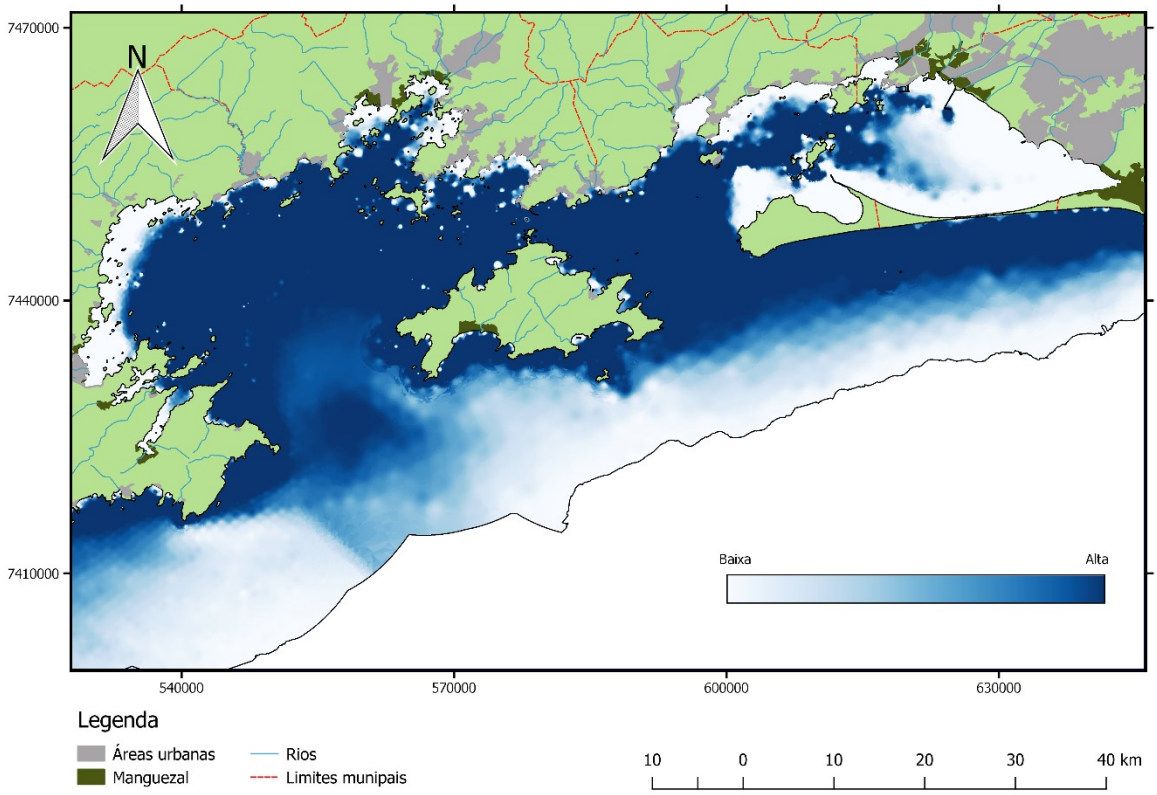


Figura 4-40. Camada Fuzzy do critério batimetría no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

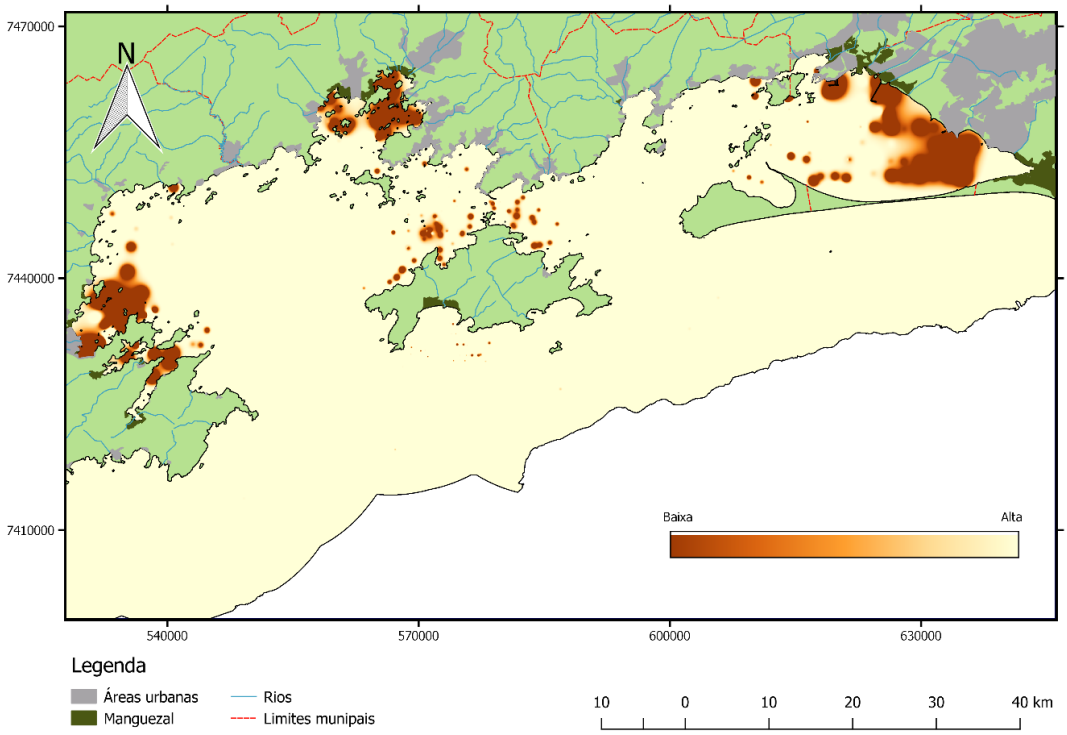


Figura 4-41. Camada Fuzzy do critério tipo de sedimento no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

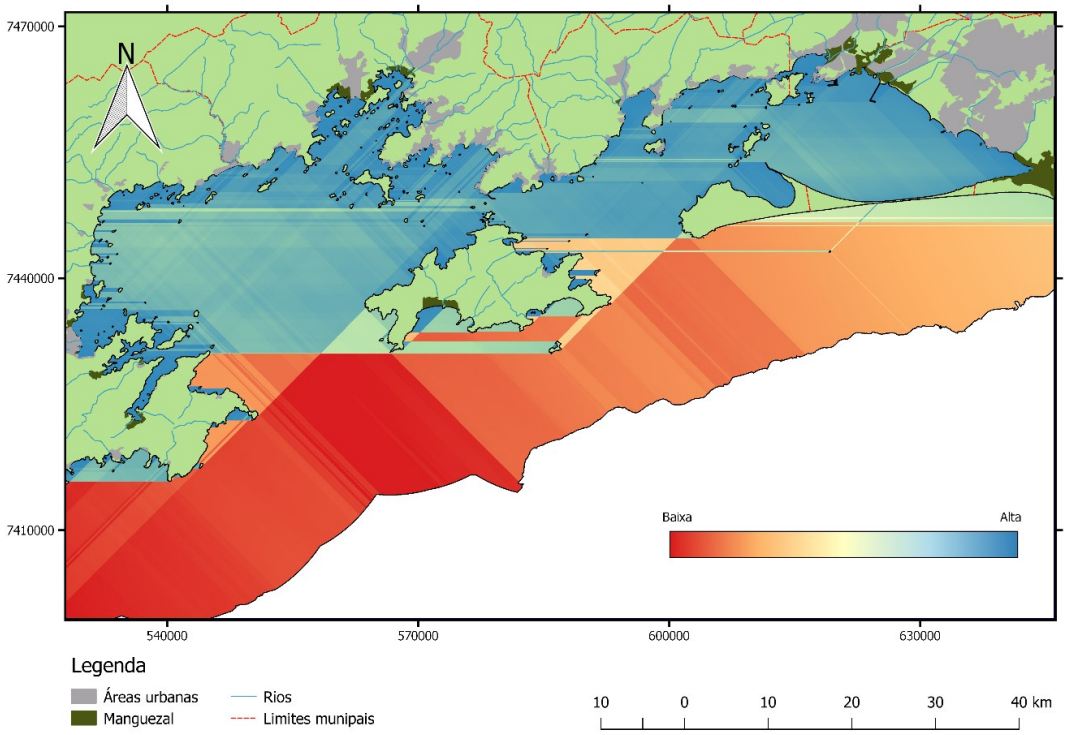


Figura 4-42. Camada Fuzzy do critério incidência de ventos no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

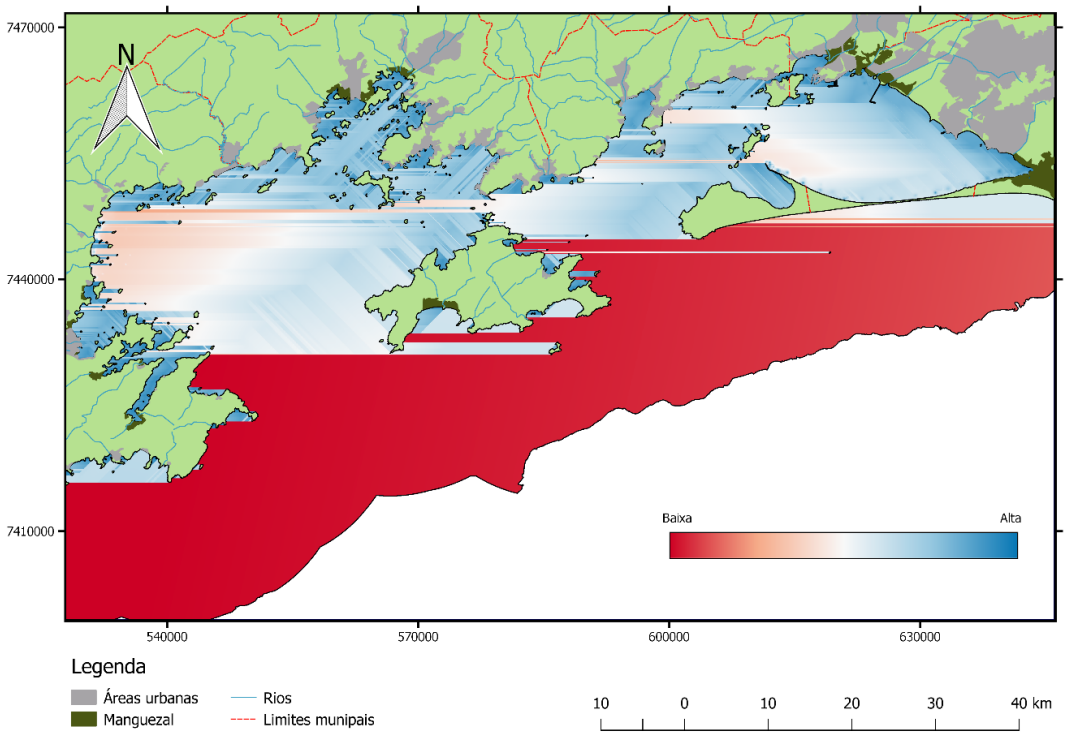


Figura 4-43. Camada Fuzzy do critério incidência de ondas.

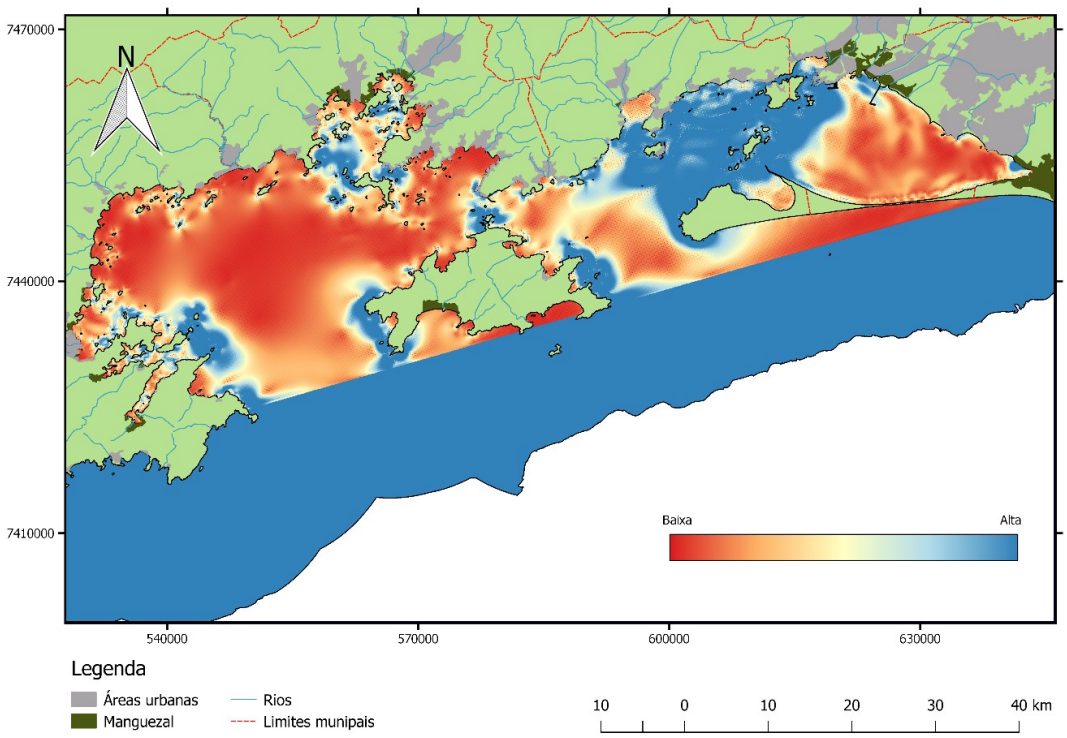


Figura 4-44. Camada Fuzzy do critério velocidade de corrente residual no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

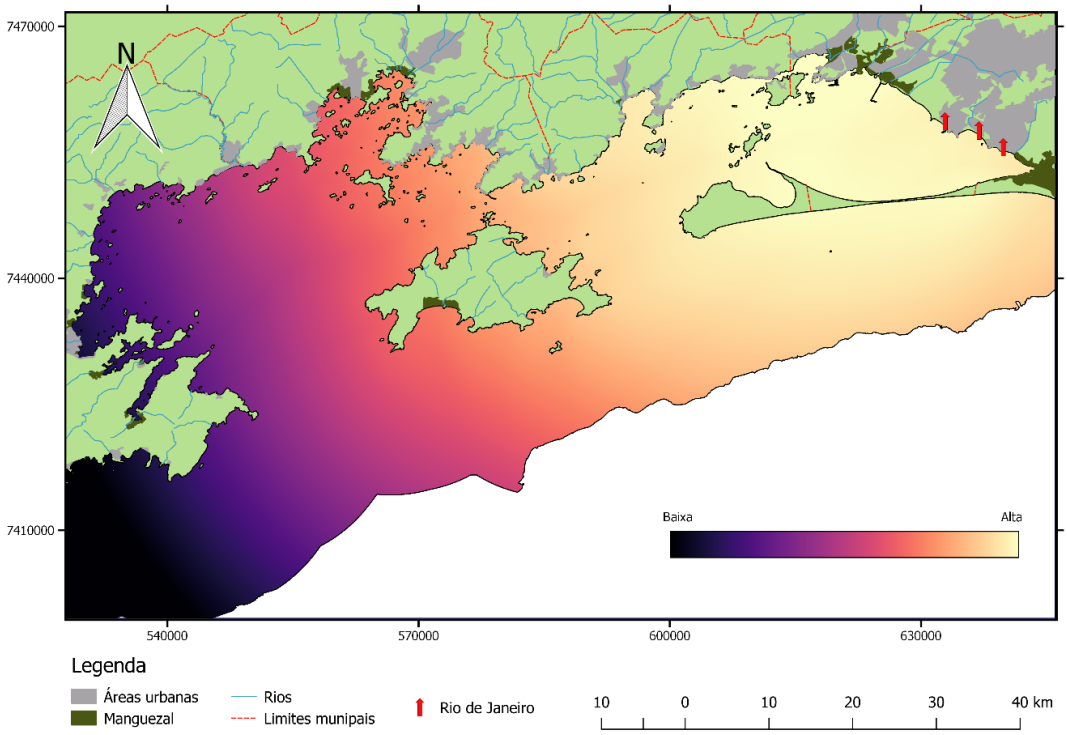
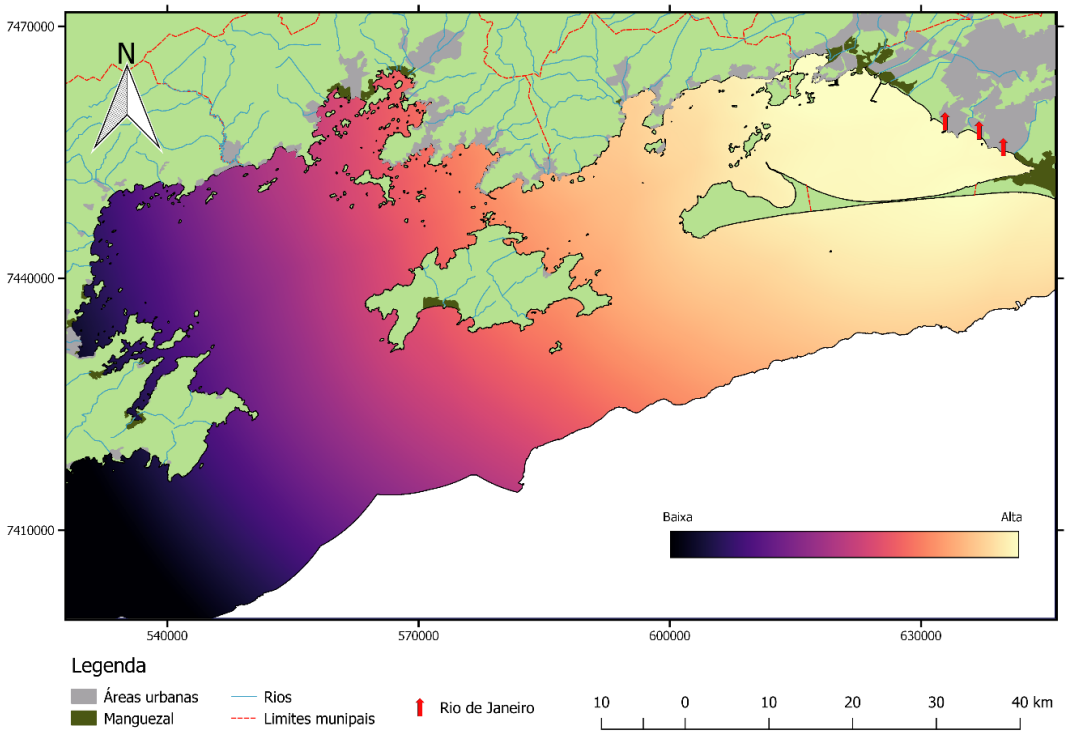


Figura 4-45. Camada Fuzzy do critério poder de compra no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.



10

Figura 4-46. Camada Fuzzy do critério índice de desenvolvimento humano (IDH) no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

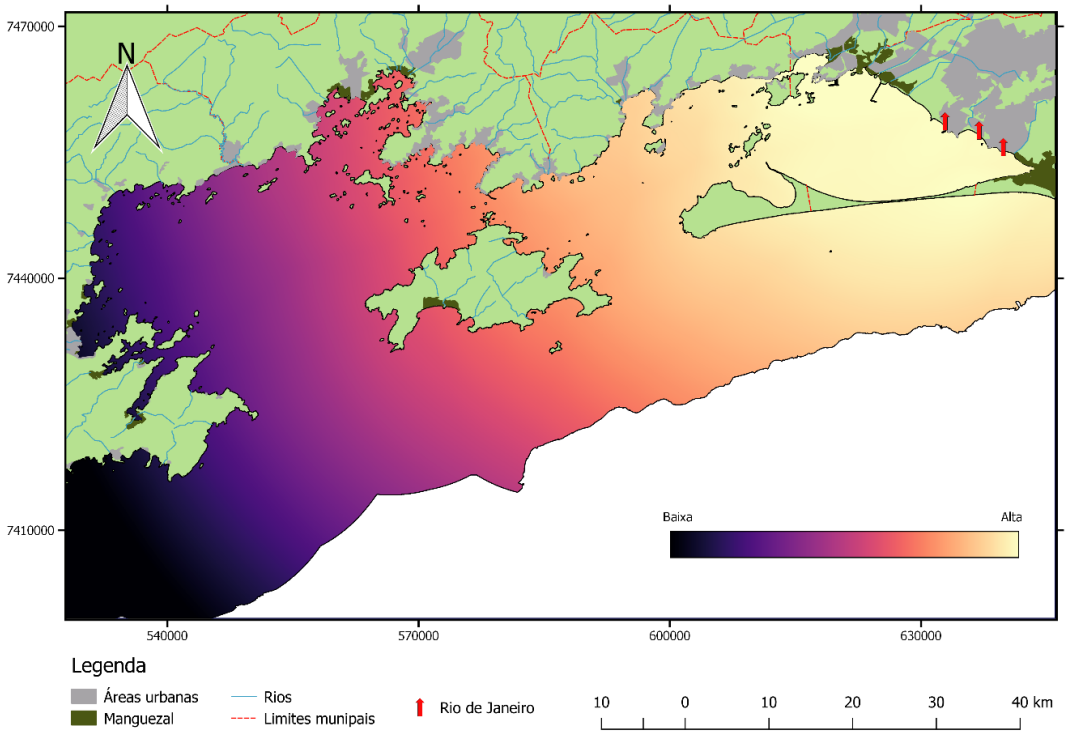


Figura 4-47. Camada Fuzzy do critério distância da central de abastecimento estadual (CEASA) no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

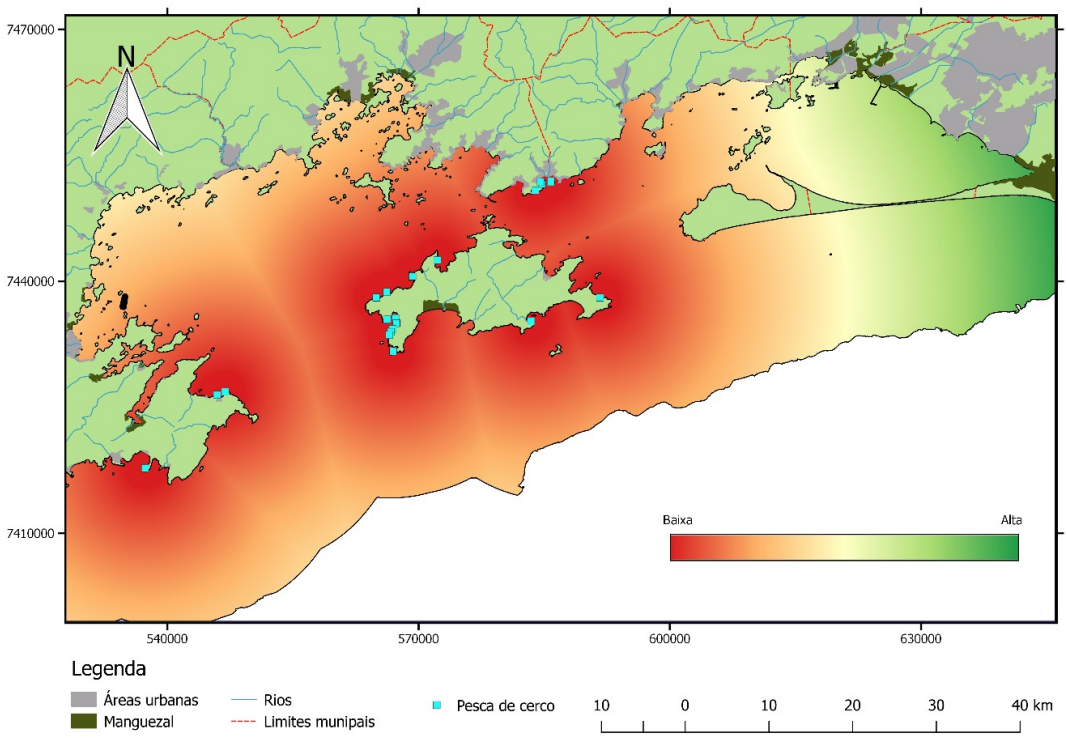


Figura 4-48. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com pesca artesanal no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

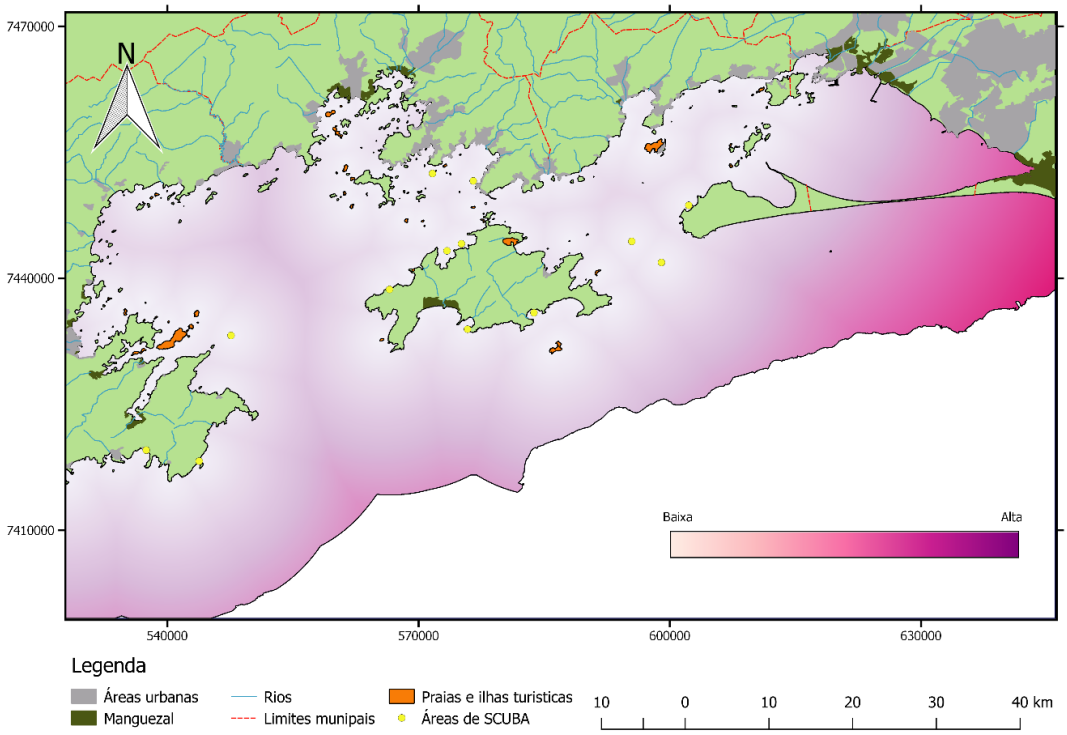


Figura 4-49. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com turismo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

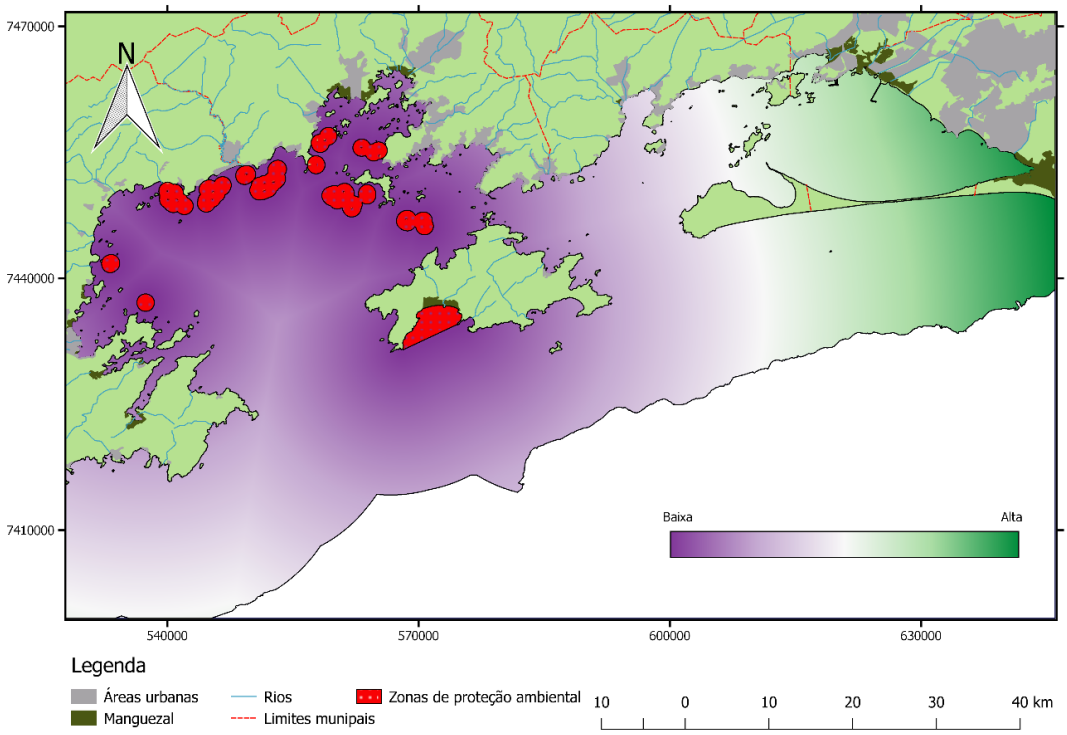


Figura 4-50. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com areas de proteção ambiental no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

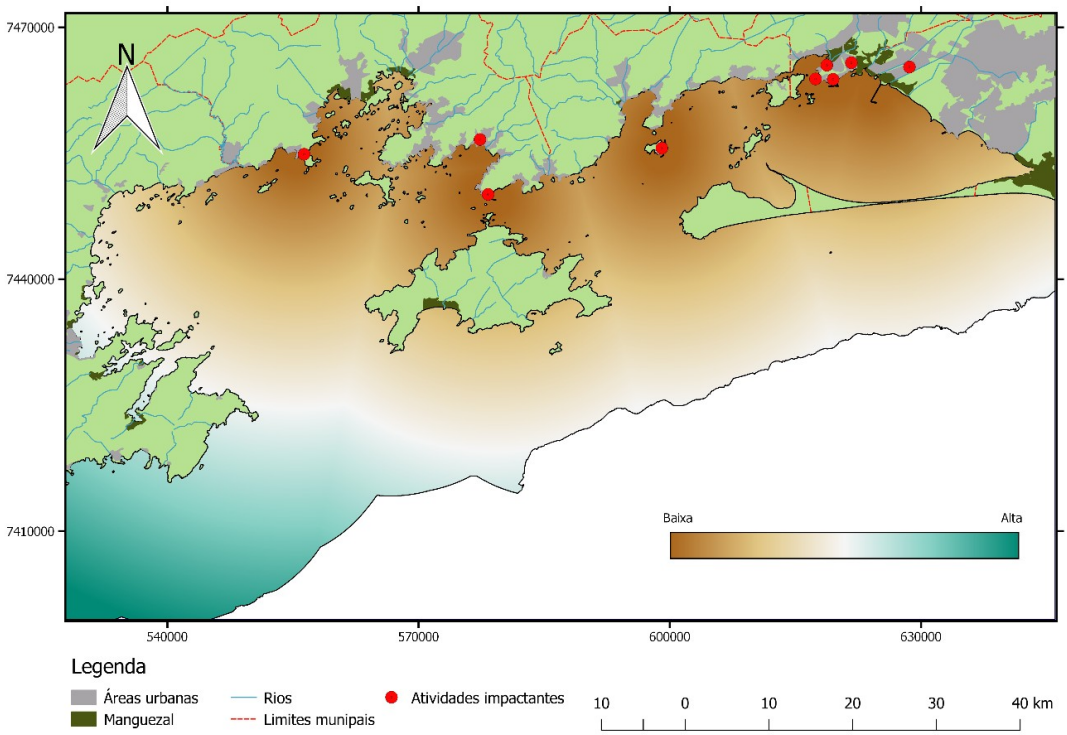


Figura 4-51. Camada Fuzzy do critério uso compartilhado do espaço com indústria de alto impacto no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

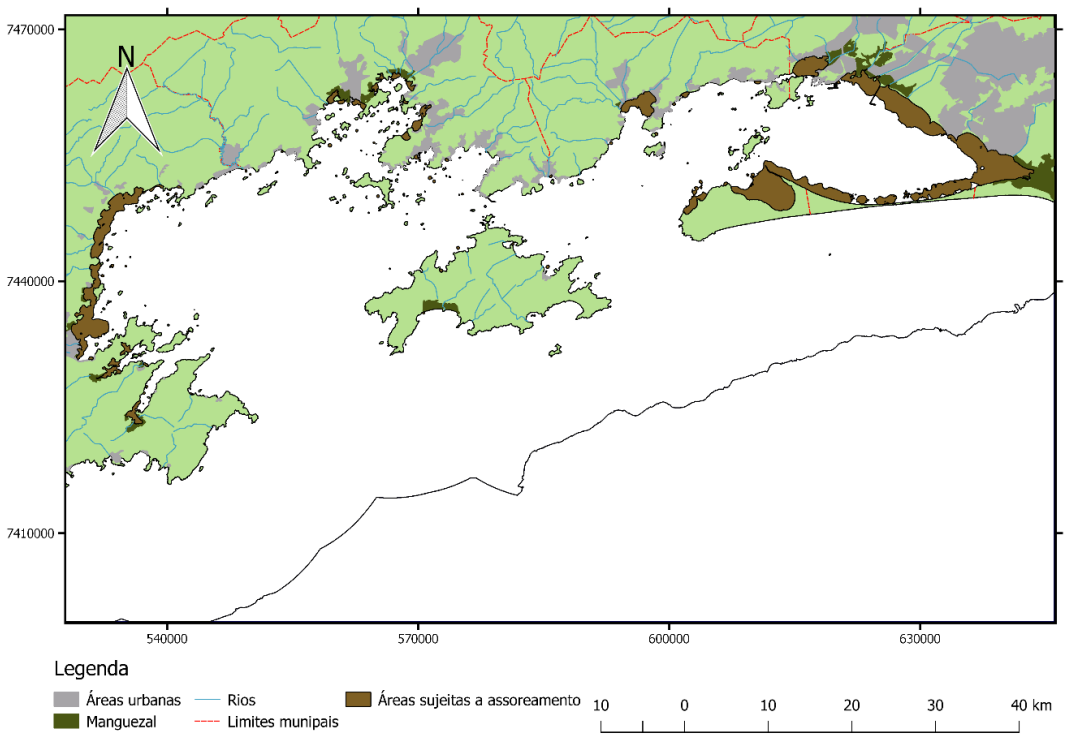


Figura 4-52. Camada booleana de restrição sobre áreas sujeitas a assoreamento no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

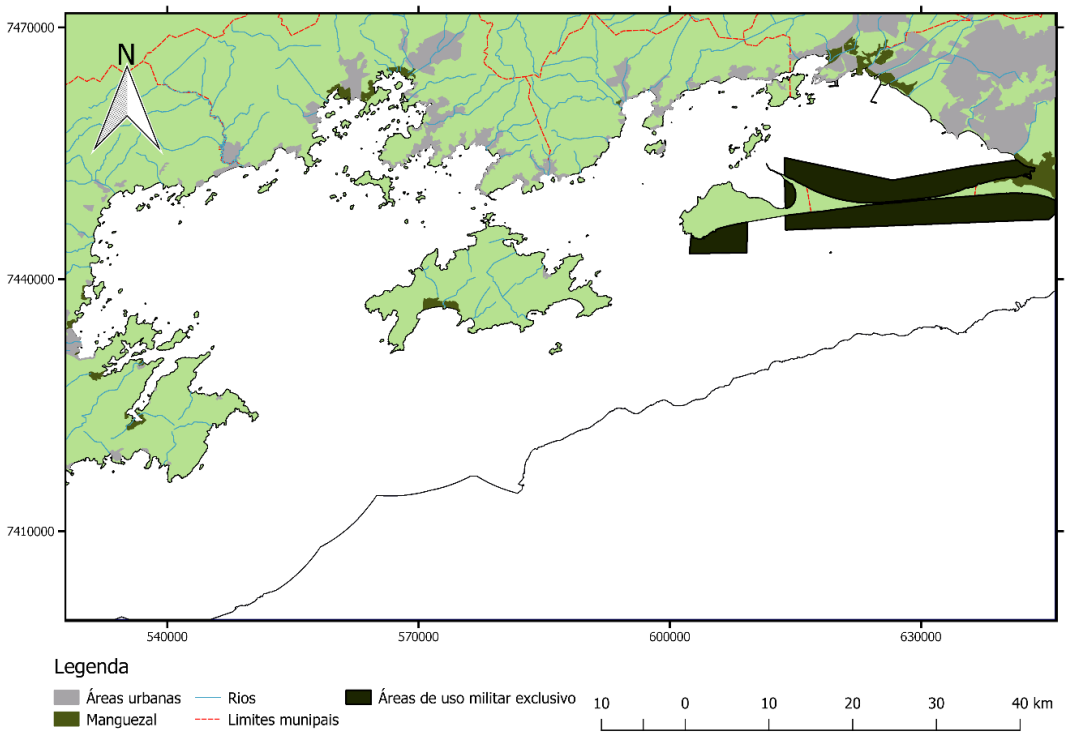


Figura 4-53. Camada de restrição sobre áreas de uso militar exclusivo no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

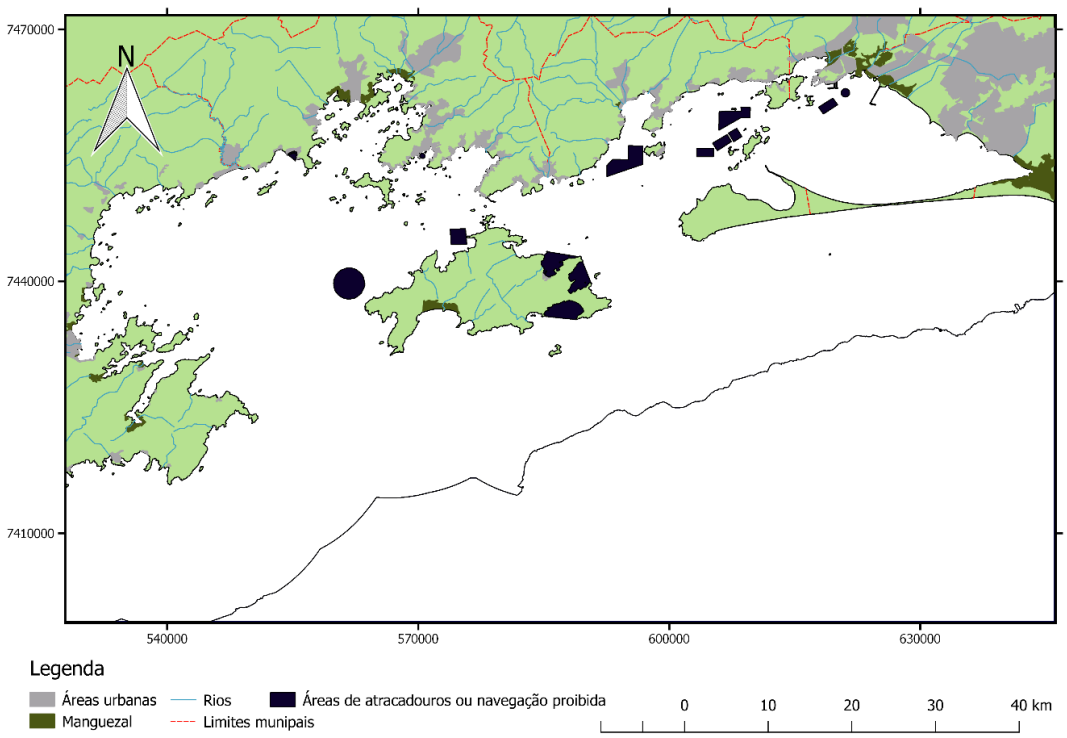


Figura 4-54. Camada de restrição sobre áreas destinada a atracação, fundeio ou de navegação proibida no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

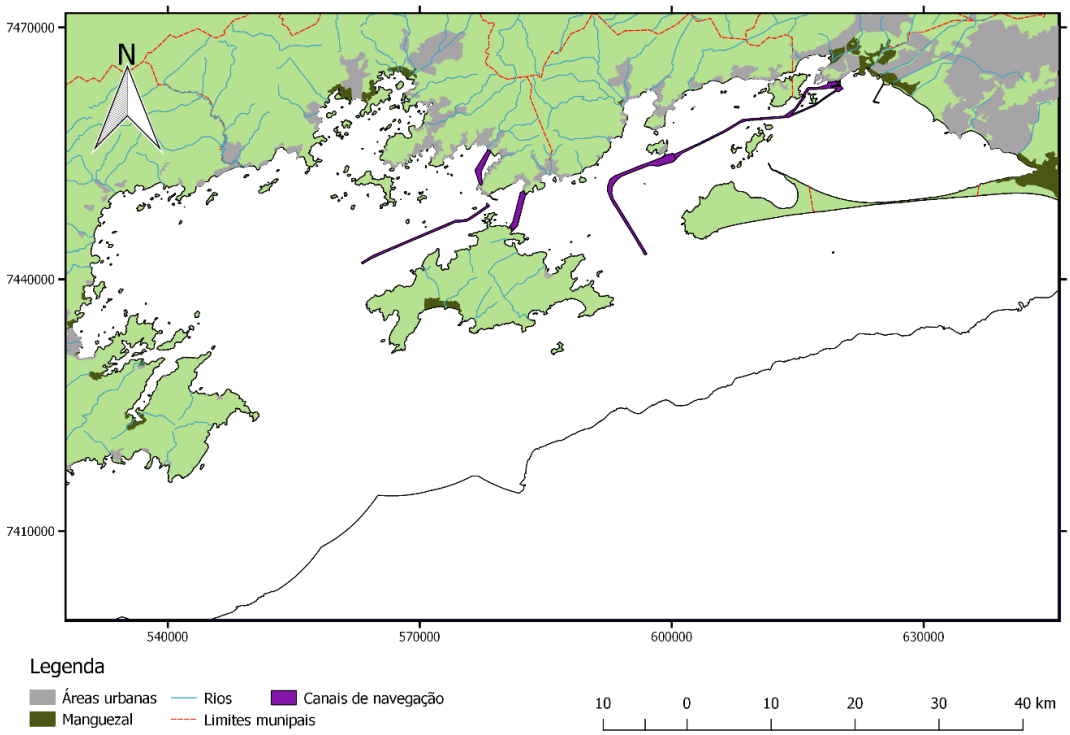


Figura 4-55. Camada de restrição sobre áreas destinadas a canais de navegação no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

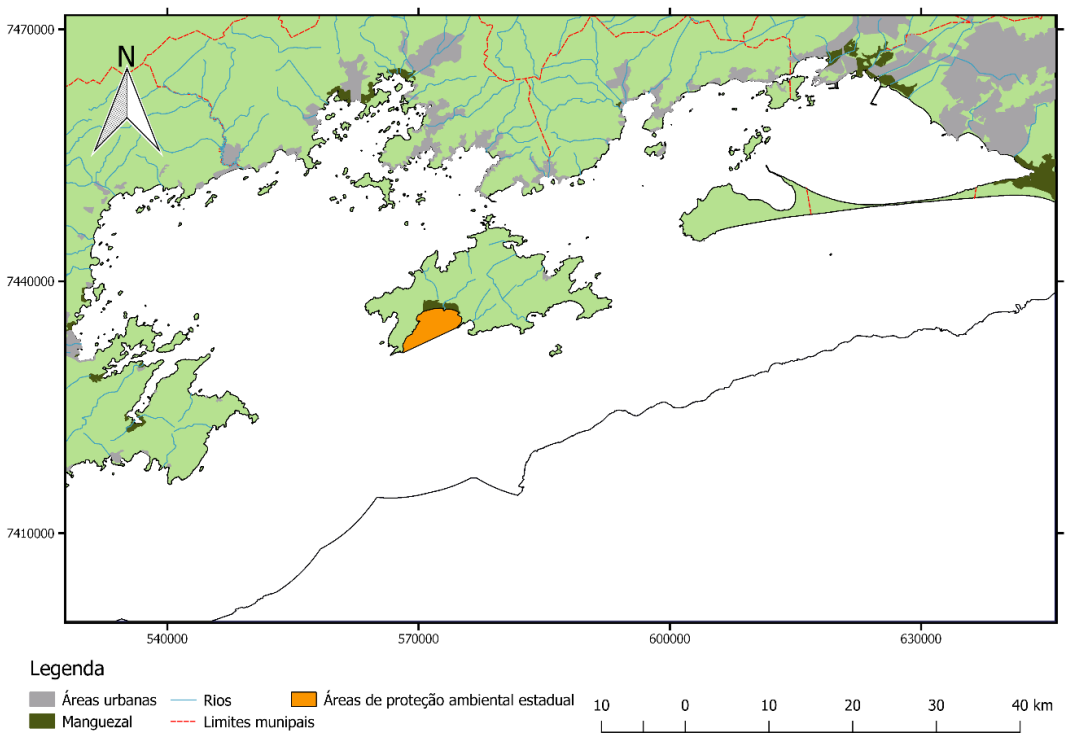


Figura 4-56. Camada de restrição sobre áreas demarcadas como de proteção ambiental no âmbito estadual no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

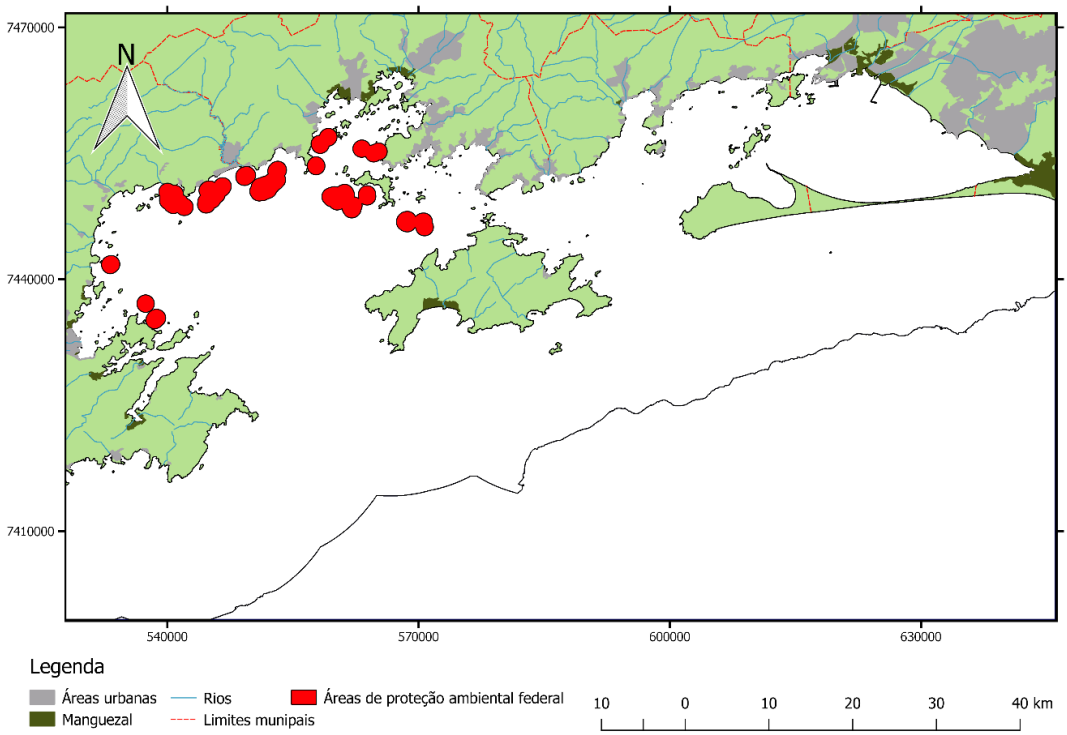


Figura 4-57. Camada de restrição sobre áreas demarcadas como de proteção ambiental no âmbito federal no litoral sul do estado do Rio de Janeiro

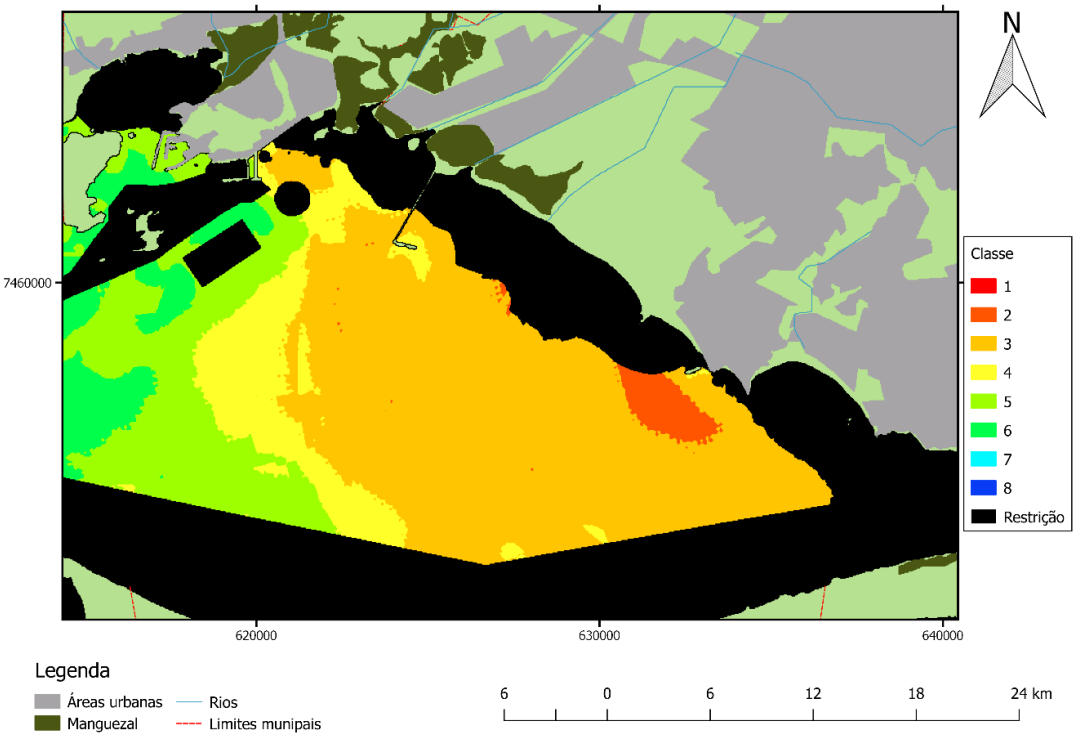


Figura 4-58. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios do Rio de Janeiro e Itaguaí no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

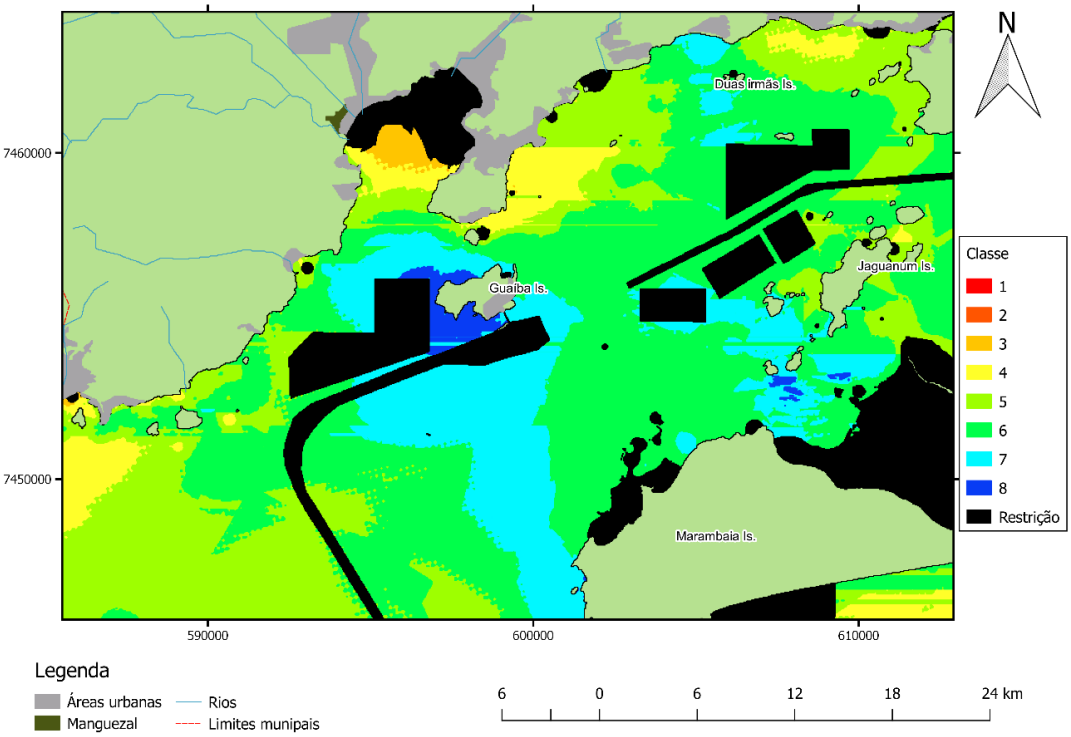


Figura 4-59. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Mangaratiba no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

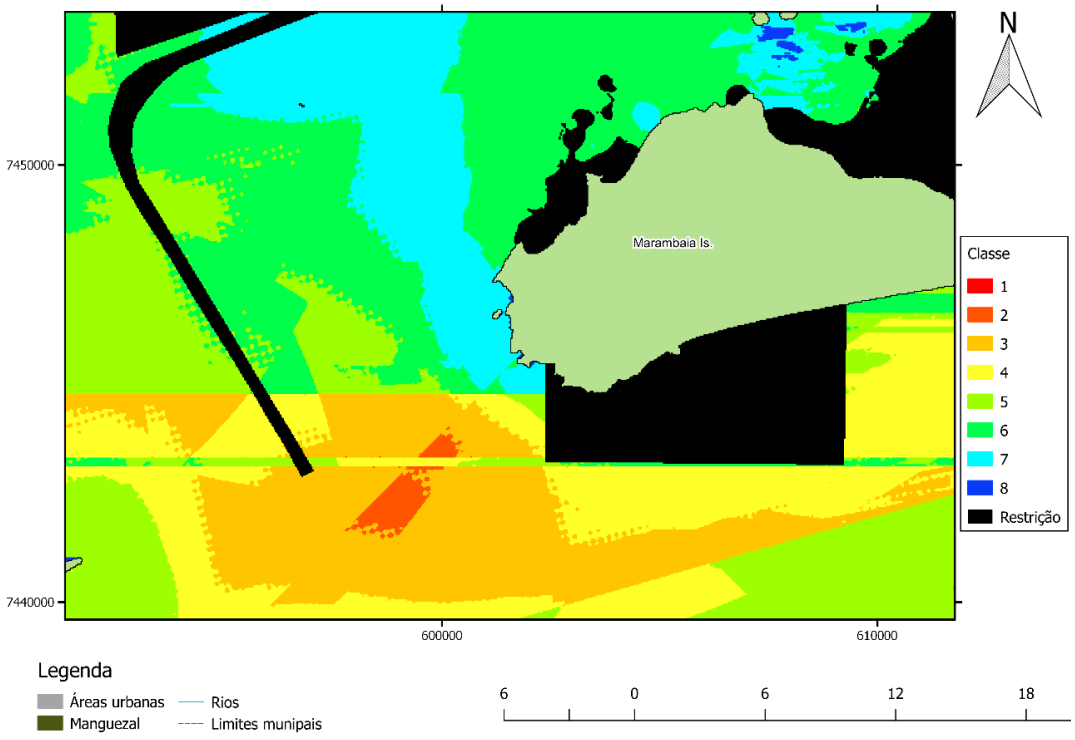


Figura 4-60. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios do Rio de Janeiro e Itaguaí no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

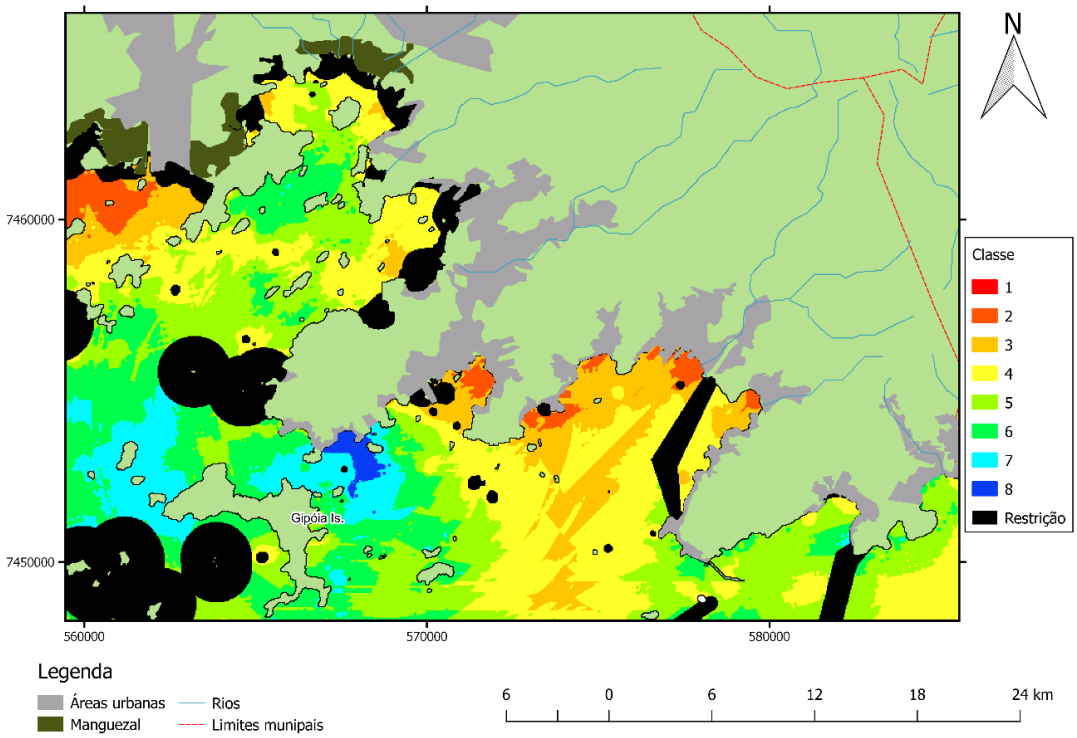


Figura 2-61. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

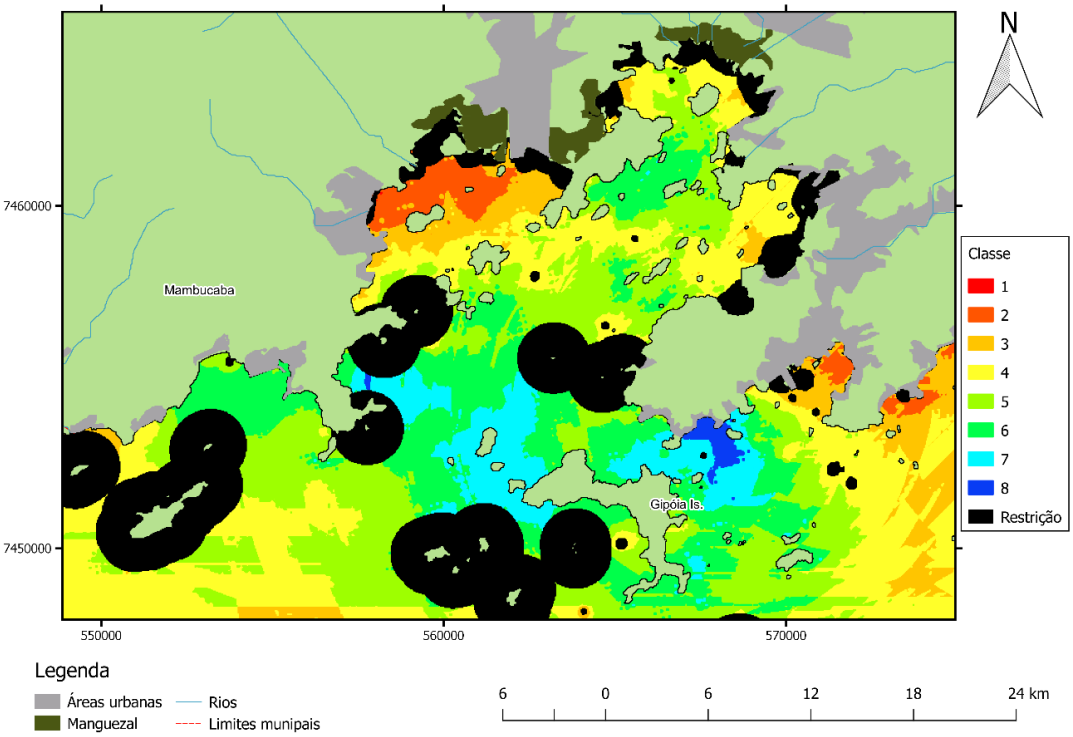


Figura 4-62. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

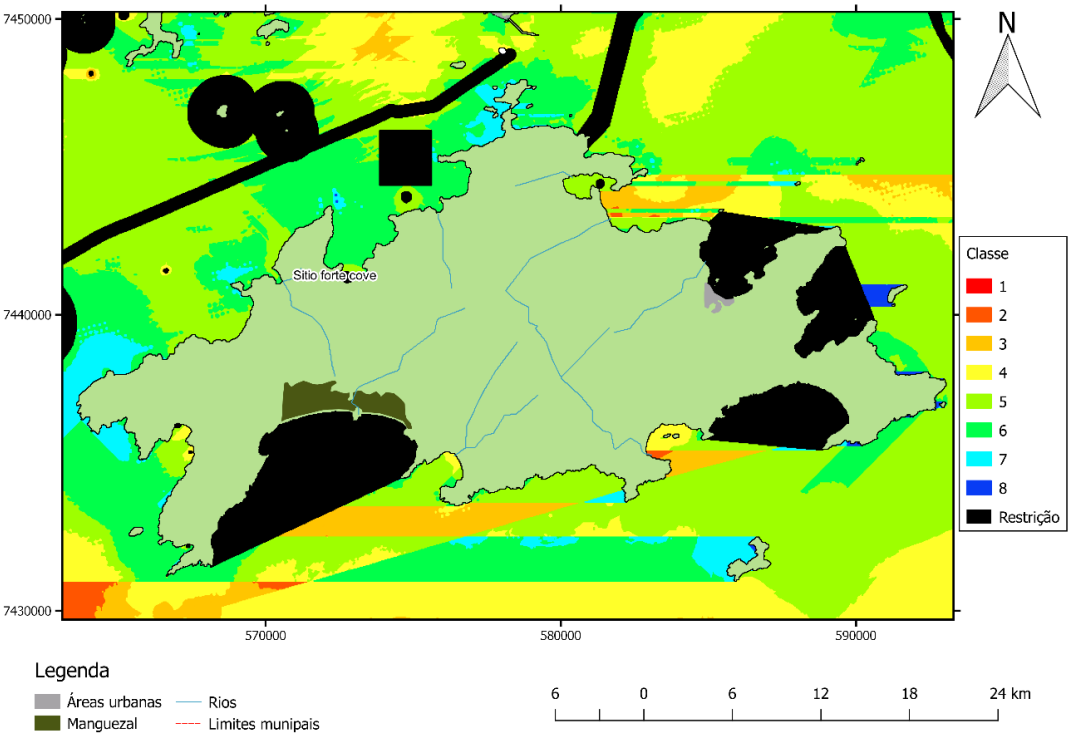


Figura 4-63. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para Ilha Grande no município de Angra dos Reis no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

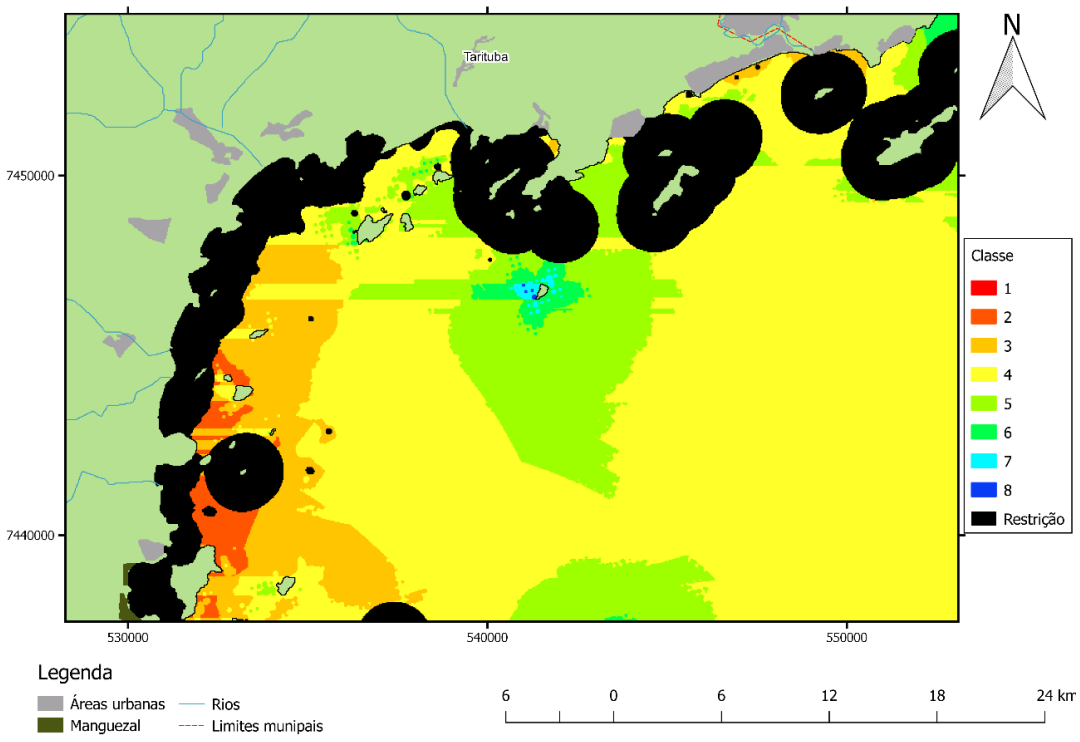


Figura 4-64. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

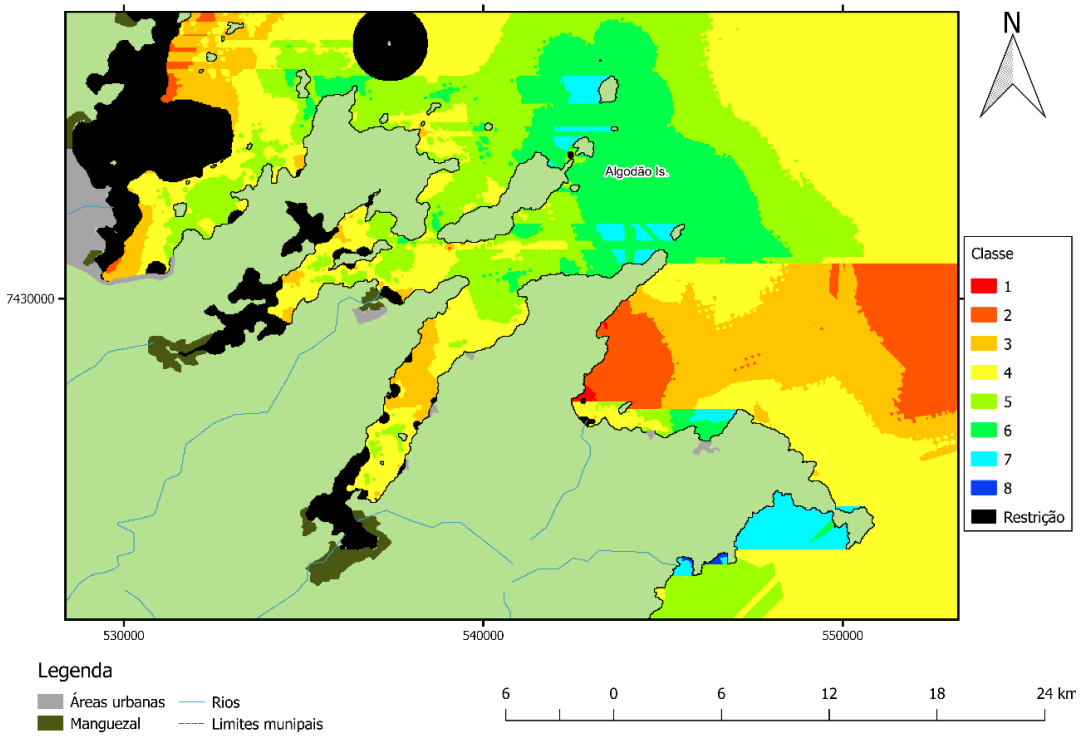


Figura 4-65. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para o município de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

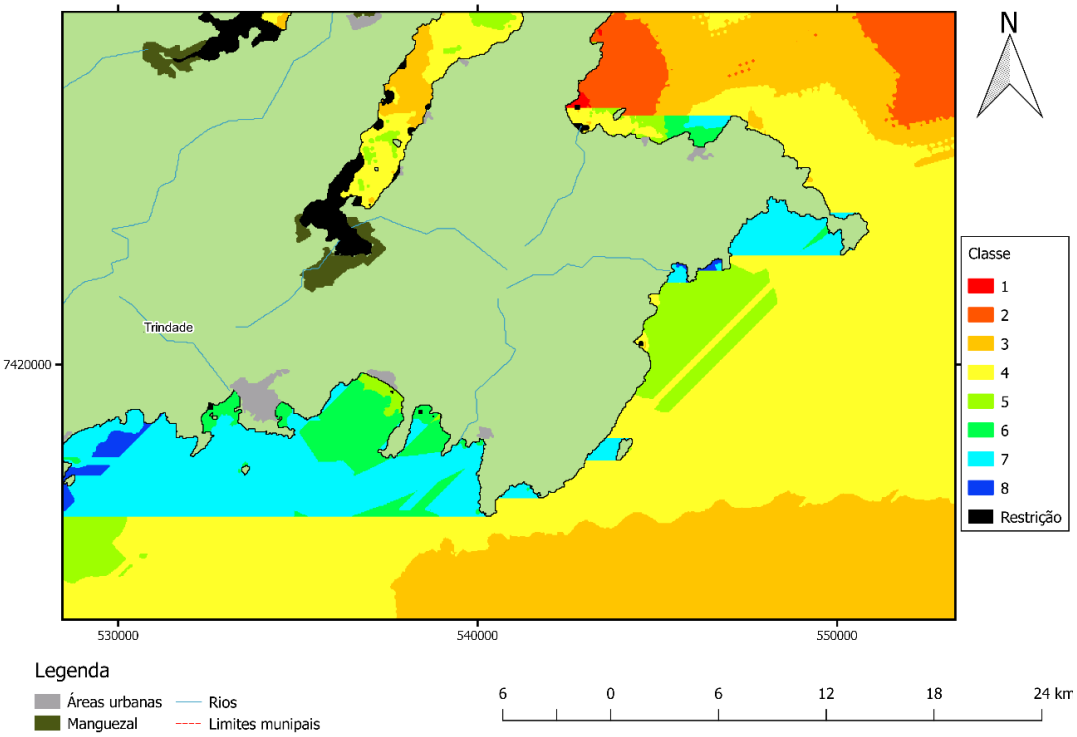


Figura 4-66. Mapa final de adequabilidade com detalhamento para os municípios de Paraty no litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As pesquisas realizadas nos diferentes capítulos tiveram o propósito de contribuir com o desenvolvimento responsável da piscicultura marinha no litoral sul fluminense.

A primeira questão abordada foi o uso de dietas úmidas no cultivo do bijupirá. No primeiro capítulo nós buscamos demonstrar aos produtores locais as vantagens do uso de uma dieta formulada em detrimento da dieta úmida baseada em sardinha (*Sardinella* sp.). No Rio de Janeiro, apesar dos bons resultados e qualidade nutricional do recurso, subproduto da indústria da pesca de cerco (Rombenso et al., 2016), por conta das implicações para o meio ambiente e sistema de cultivo e sazonalidade do recurso a substituição de dietas úmidas ou in natura por um alimento formulado é primordial para o desenvolvimento sustentável da atividade.

Porém, para que isso funcione é necessário garantir que os produtores possam compreender seus benefícios e passe a adota-la (Kim et al., 2007; Liao et al., 2004; New, 1996; Nhu et al., 2011). Assim, o primeiro estudo desta tese avaliou a performance zootécnica, a qualidade nutricional, o custo de produção e a eficiência ambiental de peixes alimentados com dieta úmida e formulada nas fases iniciais de cultivo do bijupirá em tanques-rede próximos a costa.

O desempenho zootécnico foi parelho entre os tratamentos. As sobrevivências foram elevadas (>94%), sendo consistentes com o relatado em outros estudos (Benetti et al., 2010; Liao et al., 2004; Sampaio et al., 2011; Weirich et al., 2010) as densidades de estocagem permaneceram em níveis reportados como ótimos (< 5Kg.m³) para o crescimento dos peixes (Benetti et al., 2010; Weirich et al., 2010), para ambos os tratamentos.

O peso médio final dos peixes foi equivalente entre os tratamentos, porém o consumo e a taxa de conversão alimentar (FCA) diferentes *($P<0.05$)*, variando de acordo com a temperatura.

A diminuição do FCA associado ao aumento de temperatura observada para ambos os tratamentos também foi reportada por Sampaio et al. (2011) que registraram valores mínimos (1.65:1) durante o verão (temperatura máxima de 28ºC) o que corrobora com esse estudo. De fato é conhecido que temperaturas mais elevadas otimizam o crescimento e o FCA de juvenis de Bijupirá a partir de 200g (Sun and Chen, 2014; Sun et al., 2006a).

Neste estudo foi observado que a dieta úmida teve pouca estabilidade e rapidamente se desintegrava em contato com a água o que por consequência reduziu a eficiência alimentar e aumentou o FCA, o que corrobora as informações já relatadas para dietas úmidas e dietas baseadas em rejeitos de pesca. Este maior desperdício, em regra geral, resulta num maior impacto ambiental quando comparadas a rações peletizadas (Islam, 2005; Wu, 1995).

Outra questão relacionada ao uso da dieta úmida foi a heterogeneidade de lotes. No cultivo do bijupirá, durante os processes de alimentação é relatado que os peixes apresentam comportamento agressivo (Costa-Bomfim et al., 2014). Neste estudo a velocidade rápida de afundamento pareceu favorecer processos de dominância.

Do ponto de vista econômico, o alimento é o que representa o maior custo de produção na produção de peixes carnívoros e uma dieta adequada é importante para reduzir custos e minimizar resíduos metabólicos (Craig et al., 2006). Conforme calculado no capítulo 1, a dieta úmida teve um custo de produção 5 vezes menor que a dieta formulada (US$ 0,32 kg^{-1} / US$ 1,60 kg^{-1}), porém ao transformar esse valor em custo por quilo de peixe produzido essa diferença cai consideravelmente (2,12 ± 0,80 kg^{-1} e US$ 2,55 ± 0,44). Ainda assim, o valor da dieta úmida é mais baixo e mais atrativo, porém as desvantagens em termos de transporte, manuseio e armazenamento da dieta úmida, devem ser levadas em conta e podem fazer com que essa diferença não seja tão impactante no custo final de produção.

Na qualidade dos filés, embora não tenha sido registrada diferenças na composição dos ácidos graxos dos tratamentos, houveram diferenças significativas no perfil dos ácidos graxos das duas dietas. Porém, provavelmente devido ao elevado nível de EPA na dieta formulada, essa foi bioconvertida para DHA satisfazendo as necessidades nutricionais e fisiológicas dos animais.

Os níveis de excreção de nitrogênio registrados foram menores nos peixes alimentados com a dieta formulada (67%) e maiores no grupo alimentado com a dieta umida (82%). Resultados semelhantes foram observados por Sun et al. (2006b).

Não foram registrados nenhuma redução no desempenho produtivo nem na qualidade nutricional dos filés. Este estudo substituiu a dieta úmida habitualmente utilizada por uma dieta formulada com sucesso. O custo final por quilo produzido foi maior com a utilização da dieta formulada, porém as desvantagens relacionadas ao uso da dieta úmida devem ser levadas em conta. A

dieta formulada foi melhor utilizada, menos desperdiçada e promoveu uma menor eutrofização demonstrando ser ambientalmente mais eficiente.

Com a esperada ampla adoção de alimentos formulados, os próximos estudos devem ser concentrar na diminuição da adição de farinha e óleo de peixe, adoção de fontes de proteínas e lipídeos alternativos com comprovada viabilidade e sem efeitos nutricionais e produtivos, ou ainda o aproveitamento do excedente da pesca de sardinha na forma de farinha ou óleo, estimulando assim a integração de uma nova cadeia produtiva. (Betancor et al., 2016; Rombenso et al., 2017; Suarez et al., 2013; Trushenski et al., 2012; Watson et al., 2014; Woitel et al., 2014).

No capítulo 2 e 3 foram abordados a existência e magnitude dos riscos ambientais dos cultivos de bijupirá no Rio de Janeiro, através do monitoramento ambiental dos parâmetros hidrograficos do local, da qualidade de água, do fluxo de nutrientes, da taxa de sedimentação de MO e COT, da quantidade de COT no sedimento e as alterações nas comunidades da fauna do bentos.

Tambem, no intuito de criar uma ferramenta formulada em software livre e gratuito para os tomadores de decisão das agências competentes, foi formulado um modelo linear preditivo de dispersão e outro de deposição de carbono orgânico total, a fim de gerar subsídios técnicos a respeito do desenvolvimento da piscicultura marinha sustentável no Brasil.

Atualmente a maior questão levantada e controversa sobre os cultivos de peixes em tanques-rede ao redor do mundo, é a quantidade de resíduo gerado pela fazenda, incluindo aí, ração não consumida, fezes, produtos químicos, micro organismos (Ballester-Moltó et al., 2017b; Price et al., 2015).

Com respeito a carga orgânica proveniente do cultivo, as pesquisas indicam mudanças significativas nos atributos físicos, químicos e biológicos do sedimento e coluna d´agua (Ballester-Moltó et al., 2017b; Farmaki et al., 2014; Salvo et al., 2017; Sarà et al., 2011). Em relação a fauna bentônica a resposta a um leve enriquecimento orgânico, associado com um aumento da disponibilidade de alimento é frequentemente caracterizada por um aumento na abundância e diversidade de organismos.

Durante o período monitorado os valores máximos de nutrientes observados na agua dos locais amostrados durante o período monitorado, quando detectados (NH4+-N: 0,16 $mg.L^{-1}$; PO_4^{3-}: 0,14 $mg.L^{-1}$; Cl-α: 1,6 $\mu g.L^{-1}$), se mantiveram próximos ou abaixo das concentrações máximas observadas por Creed et al. (2007) no ambiente natural da Baía da Ilha Grande (NO_3-N: 0,38 $mg.L^{-1}$; NO_2-N: 0,16

mg..L^{-1}; PO_4^{3-}: 0,13 mg.L^{-1}; Cl-α: 2,7μg.L^{-1}), um local caracterizado como oligotrófico com baixa disponibilidade de nutrientes.

Em relação à legislação vigente, estes valores sempre se mantiveram abaixo dos limites estabelecidos, sendo possível afirmar que os impactos oriundos do lançamento de nutrientes na coluna d´água são mínimos ou inexistentes.

As taxas de sedimentação de matéria orgânica partícula (MOP) e carbono orgânico total (COT) aumentaram de acordo com a proximidade do centro do tanque-rede e tiveram seu valor máximo registrado (5,85 g.m^{-2}.dia^{-1} e 0,28 g C. m^{-2}.dia^{-1}) durante o período em que foram registradas as maiores temperaturas. Esses valores, são muito inferiores (até 11 vezes menor para matéria orgânica e 43 vezes menor para carbono orgânico total) aos relatados em outros estudos, ressaltando o baixo impacto produzido pelo cultivo monitorado.

É fato que essas variações na taxa de deposição, além de características do alimento, da espécie, to tamanho dos peixes e da biomassa cultivada são resultantes também de características geográficas e oceanográficas que influenciam diretamente na dispersão dos resíduos gerados pela fazenda, sendo assim difícil obter um padrão com valores de recomendação para taxa de sedimentação na piscicultura marinha.

No local deste estudo, as maiores abundâncias da macrofauna bentônica estiveram concentradas abaixo e até a uma distância de 15 metros a partir do centro do tanque de cultivo com uma correlação inversa a distância do centro do tanques. A diversidade de poliquetos teve correlação negativa em relação a biomassa do tanque.

Não foi registrada nenhuma família de poliquetas oportunista abaixo do tanque e nem nas regiões adjacentes em nenhum período amostral. Pelo contrário, foram registradas famílias associadas a ambientes de baixa porcentagem de matéria orgânica (Brasil and Silva, 2000), indicando uma boa condição especialmente abaixo do tanque. Somente foram registrados dois gêneros de Nematoda (*Sabatieria* e *Leptonemella*) considerados como indicadores de enriquecimento orgânico. Todos eles abaixo do tanque de cultivo ou 15 metros distante do centro, porém somente em um período amostral e com baixa frequência.

Também não foram observados nem táxons oportunistas, nem filmes bacterianos nos sedimentos, outro indicativo que ressalta mais ainda o baixo nível de impacto gerado pelo cultivo.

Contudo durante os processos de análises químicas a quantidade de lipídeo no sedimento foi alta e sua importância deve ser avaliadas em futuros estudos (Mazzola *et al.*, 2000 (Mayor et al., 2017).

O índice de maturidade de Bongers apontou uma transição entre "stress" e estabilidade natural nas áreas diretamente abaixo do tanque e as áreas mais distantes foram caracterizada como áreas de sucessão natural.

Mudanças negativas nas comunidades do bentos e redução do status ecológico são relacionadas com fatores específicos do local e de produção, como composição do sedimento, espécie e tamanho dos animais, tipo de alimento e manejo alimentar e principalmente a hidrodinâmica baixa (Forchino et al., 2011; Sospedra et al., 2015; Tomassetti et al., 2016).

Dessa forma, assim como para os outros parâmetros monitorados é evidente que os resultados observados precisam ser contextualizados ao volume de biomassa e tamanho dos animais nos tanques durante o período deste estudo e características do local.

O modelo de dispersão formulado apontou uma influência de até 200 metros, predominantemente na direção da corrente do local, com interferência da linha de costa, onde a contribuição do alimento não consumido para o enriquecimento orgânico do sedimento foi maior logo abaixo dos tanques, reduzindo conforme a distância das unidades de produção aumentava. Por outro lado, a contribuição das fezes dos peixes aumentou conforme a distância do centro dos tanques, corroborando Chamberlain and Stucchi (2007) que atestam que a dispersão de fezes é maior que a dispersão dos resíduos de ração, sendo que estes últimos contribuem mais com a deposição orgânica.

Diferente da previsão do modelo de sedimentação elaborado e do relatado em vários outros estudos que apontaram enriquecimento orgânico no sedimento abaixo dos cultivos (entre 83-641%), quando comparado a áreas controle (Farmaki et al., 2014; Mendiguchía et al., 2006), no local deste estudo não foi observada a tendência de acumulação de COT no sedimento em nenhum dos pontos amostrais do local do cultivo.

A não observância de tendência de acumulação de COT no sedimento em nenhum dos pontos amostrais do local do cultivo deste estudo, pode ser atribuído a três fatores: 1. aos raros eventos de ressuspensão ocorridos pela incidência de correntes propícias; 2. à composição granulométrica do local de estudo, composta por "areia" e "areia e lama", tipos de sedimento tecnicamente mais resistentes e aos prcessos físicos do Bentos (Ballester-Moltó et al., 2017a; Martinez-Garcia et al., 2015; Sanz-

Lázaro et al., 2011; Sospedra et al., 2015) e 3. ao aproveitamento dos resíduos de ração pela fauna selvagem que acaba prestando um serviço ecológico.

A densidade de estocagem baixa no cultivo, associadas à variação de temperatura durante o período monitorado foram responsáveis pela pouca oferta de alimento e consequente baixo aporte de MOP e COT observado durante o experimento. Dessa forma novas previsões hipotéticas devem ser formuladas baseadas em diferentes valores desses parâmetros zootécnicos e abióticos.

O monitoramento deste estudo foi desenvolvido em um período de três meses, ao fim do verão e inicio do outono no Hemisfério Sul. Contudo a baía da Ilha Grande é conhecida por sofrer sazonalmente grande influência pluvial e fluvial em suas águas e é uma baia densamente populosa e com inúmeras atividades diretamente relacionadas às áreas costeiras e uso de seus recursos naturais. Logo, também se faz necessária uma abordagem temporal maior para que haja condições de comparar os níveis de acumulação e dispersão de nutrientes e os efeitos das fontes externas nessas variações.

No mais, ainda que os impactos registrados neste estudo tenham sido mínimos, são sugeridas medidas de controle e prevenção adotadas em países em que a piscicultura marinha tem proporção industrial, como cotas de produção, rotação de áreas (Besson et al., 2017; Holmer et al., 2008) e uso de sistemas de aquicultura multi-trófica integrada (Chopin et al., 2012), especialmente focados em espécies detritívoras diretamente abaixo dos tanque-rede (Mahmood et al., 2017) por conta da predominância dos fluxos verticais da matéria orgânica.

O quarto capítulo desta tese, abordou o desenvolvimento responsável da piscicultura marinha em uma visão macro, focando principalmente nos desafios e preocupações que vem surgindo, especialmente aqueles relacionados a regulamentação da atividade, incluindo a demora dos processos de permissão, que são principalmente causados pela falta da delimitação das áreas destinadas ao seu desenvolvimento, os chamados Planos Locais de Desenvolvimento da Maricultura (PLDM), mascarando e reduzindo o potencial da atividade

A abordagem utilizada foi a seleção de áreas mais adequadas para a aquicultura próxima e distante da costa, por meio de uma abordagem ecossistêmica para a tomada de decisão, ou seja, uma estratégia de integração entre a atividade e um maior contexto ecossistêmico, promovendo o desenvolvimento sustentável, equidade, resiliência e interconectando os sistemas socio-ecológicos.

Dos vinte e sete critérios avaliados através de notas dadas por especialistas, indivíduos e partes interessadas na atividade, as maiores notas dadas foram para os critérios relacionadas ao submodelo ambiental e em especial aos critérios de temperatura e contaminação por esgoto.

Os critérios ligados à infraestrutura da cadeia produtiva dentro do submodelo infraestrutura, tiveram uma avaliação alta e foi verificada uma razão entre custo e risco quando se considerou os locais de instalação dos cultivos. Já o submodelo físico teve uma importância parecida com o submodelo infraestrutura.

A velocidade de corrente residual, critério que recebeu uma nota alta merece destaque do ponto de vista da sustentabilidade. Áreas relacionadas com velocidades de correntes altas foram tidas como mais adequadas especialmente por conta da capacidade de renovação. Porém no modelo hidrodinâmico formulada para este critério, especialmente dentro das Baías, menos de 14% da área foi determinada como aptas a ocorrência de ressuspensão de fundo, fenômeno responsável por transportar a matéria orgânica e garantir capacidade de suporte ilimitada (Cromey et al., 2012; Keeley et al., 2013; Reid et al., 2009; Stigebrandt, 2011).

O submodelo mercado, foi tido como menos importante que todos os outros por conta dos altos preços que o bijupirá produzido é vendido (Palmer, 2015). Porém é importante ter em mente que os atuais preços são temporários e com o aumento da produção e da variedade de outros produtos da aquicultura é esperado que esse preço diminua. Assim é importante reavaliar esses critérios no futuro.

O submodelo de uso compartilhado refletiu o fato de que para a maricultura da região, nem pesca e nem turismo são tidos como impeditivos. Pelo contrário, políticas locais vêm encorajando pescadores artesanais a se tornarem maricultores e o turismo é visto como aliado, uma vez que a aquicultura é uma atividade turística e o turismo é um importante consumidor dos seus produtos.

No geral, o modelo final apontou poucas áreas como inadequadas para o cultivo de peixes marinhos em ambas as baías. Por outro lado, também existem poucas áreas tidas como muito adequadas, principalmente devido ao intenso uso costeiro e os conflitos de interesses entre atividades econômicas impactantes já instaladas e a existência de unidades de conservação, especialmente dentro da baía da Ilha Grande.

Estes resultados podem parecer inicialmente desanimadores, contudo, contextualizando esses resultados a costa sudeste do Brasil é densamente habitada e o turismo e as indústrias relacionadas as atividades navais são as fontes de recurso mais importantes da população local, que também é

fortemente dependente do uso do espaço costeiro. Apesar disso, o total de áreas consideradas como adequadas e muito adequadas é suficiente para garantir a implantação e expansão do cultivo de peixes marinhos na costa sudeste do Brasil.

CONCLUSÕES GERAIS

Não foram verificados efeitos negativos na substituição de uma dieta úmida por uma formulada no desempenho produtiva e foi registrada uma melhoria da eficiência ambiental.

A metodologia utilizada foi capaz de demonstrar aos produtores os benefícios da substituição de dietas úmidas e pode ser aplicado e recomendado globalmente, contribuindo assim com a intensificação sustentável dos cultivos de peixes marinos.

Em relação aos impactos ambientais advindos do cultivo do bijupirá em tanques rede próximos à costa, a partir dos resultados obtidos é possível afirmar que para as condições de cultivo monitoradas, os efeitos da descarga de nutrientes na qualidade de água e suas implicações secundárias são mínimas e se mantiveram dentro dos parâmetros normais do ambiente e limites legais vigentes no Brasil.

A sedimentação de matéria orgânica gerada pelo cultivo é mais concentrada no abaixo dos tanques de cultivo e até 30 metros de distância, porém sua influência em condições ocasionais pode ser de até 200 metros especialmente para os resíduos de fezes.

Nas condições analisadas os impactos no sedimento foram mínimos. Não foram registrados acúmulos de COT durante o período do experimento, possivelmente por conta das condições de ressuspensão registradas no local, também não foram registradas diferenças na diversidade do táxon Polychaeta e a diversidade do táxon Nematoda foi maior nos abaixo e nos 15 metros adjacentes ao centro do tanque. A abundância de ambos os táxons foi maior abaixo dos tanques. Não foram registradas famílias de poliquetas oportunistas e somente foram registrados dois gêneros de nematódeos oportunistas, contudo esporadicamente e com baixa frequência. A comunidade de Nematoda foi caracterizada como em transição de “stress” para estabilidade ambiental e as áreas distantes como de sucessão natural.

As taxas máximas de deposição de M.O e COT verificadas in situ e previstas no modelo, foram caracterizadas como de baixo impacto.

O modelo de deposição é uma ferramenta útil que pode auxiliar o entendimento dos efeitos dos cultivos de bijupirá em sistema nearshore, porém uma vez que é altamente dependente da velocidade de corrente e de fenômenos de suspensão, deve ser sempre validado através do monitoramento da velocidade de corrente *in situ.*

Para um entendimento mais completo de outras variáveis e seus efeitos recomenda-se uma duração maior de experimento, o monitoramento de outras fases de cultivo com outras faixas de tamanhos dos peixes e outros critérios como a quantidade de lipídeo presente no sedimento.

Na costa sudeste do Brasil., o total de áreas consideradas como adequadas e muito adequadas é suficiente para garantir a implantação e expansão do cultivo de peixes marinhos.

A porção interna da Baía de Sepetiba parece ser menos apropriada que suas outras áreas, já a entrada, a porção externa e um pequeno trecho entre a Ilha de Itacuruçá e Ariqueçaba foram consideradas as melhores áreas. A Baía da Ilha Grande tem mais áreas adequadas para o cultivo de peixes marinhos, porém a grande quantidade de áreas definidas como unidades de conservação exclusivas sobrepõe uma grande quantidade de áreas muito adequadas.

A Ilha Grande tem um grande potencial uma vez que especialmente sua porção interna voltada para o continente, é considerada em sua totalidade como adequada e muito adequada.

Para melhor aplicação de diretrizes sustentáveis, se sugere a adoção de áreas de produção limitadas, baseadas especialmente na capacidade de suporte produtiva, em razão das velocidades médias de correntes residuais indicadas pelo modelo hidrodinâmico.

Através da metodologia aplicada foi possível identificar zonas adequadas para o cultivo de peixes marinhos e consequentemente, essa metodologia pode servir como uma ferramenta útil para terminas áreas muito adequadas para a instalação de áreas aquáticas para cultivo do bijupirá, em locais onde o PLDM ainda não foi implementado.

REFERÊNCIAS

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., 2017a. Consumption of particulate wastes derived from cage fish farming by aggregated wild fish. An experimental approach. Marine Environmental Research. 130, 166-173.

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., 2017b. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? Marine pollution bulletin. 119, 23-30.

Benetti, D.D., O'Hanlon, B., Rivera, J.A., Welch, A.W., Maxey, C., Orhun, M.R., 2010. Growth rates of cobia (Rachycentron canadum) cultured in open ocean submerged cages in the Caribbean. Aquaculture. 302, 195-201.

Besson, M., de Boer, I.J.M., Vandeputte, M., van Arendonk, J.A.M., Quillet, E., Komen, H., Aubin, J., 2017. Effect of production quotas on economic and environmental values of growth rate and feed efficiency in sea cage fish farming. PLOS ONE. 12, e0173131.

Betancor, M.B., Sprague, M., Montero, D., Usher, S., Sayanova, O., Campbell, P.J., Napier, J.A., Caballero, M.J., Izquierdo, M., Tocher, D.R., 2016. Replacement of Marine Fish Oil with de novo Omega-3 Oils from Transgenic Camelina sativa in Feeds for Gilthead Sea Bream (Sparus aurata L.). Lipids. 51, 1171-1191.

Brasil, A., Silva, S.G.d., 2000. Spatial distribution of polychaeta in a soft-bottom community at Saco Do Ceu, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. Bulletin of Marine Science. 67, 103-112.

Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture. 272, 296-311.

Chopin, T., Cooper, J.A., Reid, G., Cross, S., Moore, C., 2012. Open-water integrated multi-trophic aquaculture: environmental biomitigation and economic diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. Reviews in Aquaculture. 4, 209-220.

Costa-Bomfim, C.N., Pessoa, W.V.N., Oliveira, R.L.M., Farias, J.L., Domingues, E.C., Hamilton, S., Cavalli, R.O., 2014. The effect of feeding frequency on growth performance of juvenile cobia, Rachycentron canadum (Linnaeus, 1766). Journal of Applied Ichthyology. 30, 135-139.

Craig, S.R., Schwarz, M.H., McLean, E., 2006. Juvenile cobia (Rachycentron canadum) can utilize a wide range of protein and lipid levels without impacts on production characteristics. Aquaculture. 261, 384-391.

Creed, J.C., Pires, D.P., Figueiredo, M.A.O., 2007. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. MMA/SBF, Brasilia.

Cromey, C.J., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K., Kögeler, J., Karakassis, I., 2012. MERAMOD: Predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea.

Farmaki, E.G., Thomaidis, N.S., Pasias, I.N., Baulard, C., Papaharisis, L., Efstathiou, C.E., 2014. Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. Science of The Total Environment. 485-486, 554-562.

Forchino, A., Borja, A., Brambilla, F., Rodríguez, J.G., Muxika, I., Terova, G., Saroglia, M., 2011. Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI. Ecological Indicators. 11, 1112-1122.

Holmer, M., Hansen, P.K., Karakassis, I., Borg, J.A., Schembri, P.J., 2008. Monitoring of Environmental Impacts of Marine Aquaculture, in: Holmer, M., Black, K., Duarte, C.M., Marbà, N., Karakassis, I. (Eds.), Aquaculture in the Ecosystem. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 47-85.

Islam, M.S., 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. Marine pollution bulletin. 50, 48-61.

Keeley, N.B., Cromey, C.J., Goodwin, E.O., Gibbs, M.T., Macleod, C.M., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. Aquaculture Environment Interactions. 3, 275-291.

Kim, J.H., Gomez, D.K., Choresca Jr, C.H., Park, S.C., 2007. Detection of major bacterial and viral pathogens in trash fish used to feed cultured flounder in Korea. Aquaculture. 272, 105-110.

Liao, I.C., Huang, T.-S., Tsai, W.-S., Hsueh, C.-M., Chang, S.-L., Leaño, E.M., 2004. Cobia culture in Taiwan: current status and problems. Aquaculture. 237, 155-165.

Mahmood, T., Fang, J., Jiang, Z., Ying, W., Zhang, J., 2017. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters. Aquaculture International. 25, 71-85.

Martinez-Garcia, E., Carlsson, M.S., Sanchez-Jerez, P., Sánchez-Lizaso, J.L., Sanz-Lazaro, C., Holmer, M., 2015. Effect of sediment grain size and bioturbation on decomposition of organic matter from aquaculture. Biogeochemistry. 125, 133-148.

Mayor, D.J., Gray, N.B., Hattich, G.S.I., Thornton, B., 2017. Detecting the presence of fish farm-derived organic matter at the seafloor using stable isotope analysis of phospholipid fatty acids. Scientific Reports. 7, 5146.

Mendiguchía, C., Moreno, C., Mánuel-Vez, M.P., García-Vargas, M., 2006. Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. Aquaculture. 254, 317-325.

New, M., 1996. Responsible use of aquaculture feeds. Aquaculture Asia. 1, 3-4.

Nhu, V.C., Nguyen, H.Q., Le, T.L., Tran, M.T., Sorgeloos, P., Dierckens, K., Reinertsen, H., Kjørsvik, E., Svennevig, N., 2011. Cobia Rachycentron canadum aquaculture in Vietnam: Recent developments and prospects. Aquaculture. 315, 20-25.

Palmer, R., 2015. Cobia: Is it the next big thing? International Aquafeed. 18, 37-42.

Price, C., Black, K., T. Hargrave, B., Morris, J., , J., 2015. Marine cage culture and the environment: Effects on water quality and primary production.

Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., Moccia, R.D., 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquaculture Research. 40, 257-273.

Rombenso, A.N., Trushenski, J.T., Schwarz, M.H., 2017. Beef tallow is suitable as a primary lipid source in juvenile Florida pompano feeds. Aquaculture Nutrition, n/a-n/a.

Rombenso, A.N., Bowzer, J.C., Moreira, C.B., Sampaio, L.A., 2016. Culture of Caranx species [Horse-eye Jack Caranx latus (Agassiz), Blue Runner Caranx crysos (Mitchill), and Crevalle Jack Caranx hippos (Linnaeus)] in near-shore cages off the Brazilian coast during colder months. Aquaculture Research. 47, 1687-1690.

Salvo, F., Dufour, S.C., Hamoutene, D., 2017. Temperature thresholds of opportunistic annelids used as benthic indicators of aquaculture impact in Newfoundland (Canada). Ecological Indicators. 79, 103-105.

Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Marín-Guirao, L., Navarrete-Mier, F., Marín, A., 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maërl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Marine Environmental Research. 71, 22-30.

Sarà, G., Lo Martire, M., Sanfilippo, M., Pulicanò, G., Cortese, G., Mazzola, A., Manganaro, A., Pusceddu, A., 2011. Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. Marine Environmental Research. 71, 317-324.

Sospedra, J., Falco, S., Morata, T., Gadea, I., Rodilla, M., 2015. Benthic fluxes of oxygen and nutrients in sublittoral fine sands in a north-western Mediterranean coastal area.

Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. Aquaculture Research. 42, 41-50.

Suarez, J.A., Tudela, C., Davis, D., Daugherty, Z., Taynor, M., Glass, L., Hoenig, R., Buentello, A., Benetti, D.D., 2013. Replacement of fish meal by a novel non-GM variety of soybean meal in cobia, Rachycentron canadum: Ingredient nutrient digestibility and growth performance. Aquaculture. 416-417, 328-333.

Sun, L., Chen, H., 2014. Effects of water temperature and fish size on growth and bioenergetics of cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture. 426–427, 172-180.

Sun, L., Chen, H., Huang, L., 2006a. Effect of temperature on growth and energy budget of juvenile cobia (Rachycentron canadum). Aquaculture. 261, 872-878.

Sun, L., Chen, H., Huang, L., Wang, Z., 2006b. Growth, faecal production, nitrogenous excretion and energy budget of juvenile cobia (Rachycentron canadum) relative to feed type and ration level. Aquaculture. 259, 211-221.

Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., Porrello, S., 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. Aquaculture. 450, 262-272.

Trushenski, J., Schwarz, M., Bergman, A., Rombenso, A., Delbos, B., 2012. DHA is essential, EPA appears largely expendable, in meeting the n − 3 long-chain polyunsaturated fatty acid requirements of juvenile cobia Rachycentron canadum. Aquaculture. 326–329, 81-89.

Watson, A.M., Buentello, A., Place, A.R., 2014. Partial replacement of fishmeal, poultry by-product meal and soy protein concentrate with two non-genetically modified soybean cultivars in diets for juvenile cobia, Rachycentron canadum. Aquaculture. 434, 129-136.

Weirich, C.R., Wills, P.S., Baptiste, R.M., Riche, M.A., 2010. Production Characteristics and Body Composition of Juvenile Cobia Fed Three Different Commercial Diets in Recirculating Aquaculture Systems. North American Journal of Aquaculture. 72, 43-49.

Woitel, F.R., Trushenski, J.T., Schwarz, M.H., Jahncke, M.L., 2014. More Judicious Use of Fish Oil in Cobia Feeds: I. Assessing the Relative Merits of Alternative Lipids. North American Journal of Aquaculture. 76, 222-231.

Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. Marine pollution bulletin. 31, 159-166.