



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Paola Cardoso de Almeida

ANÁLISE TÉCNICO-AMBIENTAL DE ALTERNATIVAS DE PROCESSAMENTO DE
CASCALHO DE PERFURAÇÃO *OFFSHORE*

Rio de Janeiro
2016



UFRJ

Paola Cardoso de Almeida

ANÁLISE TÉCNICO-AMBIENTAL DE ALTERNATIVAS DE PROCESSAMENTO DE
CASCALHO DE PERFURAÇÃO *OFFSHORE*

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores: Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, Ph.D

José Luiz de Medeiros, D.Sc

Rio de Janeiro

2016

Almeida, Paola Cardoso de.

Análise técnico-ambiental de alternativas de processamento de cascalho de perfuração *offshore* / Paola Cardoso de Almeida. – 2016.

173 f. : il. 30cm

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2016.

Orientador (es): Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, Ph.D e José Luiz de Medeiros, D.Sc.

1. Cascalho de perfuração. 2. Perfuração *offshore*. 3. Análise de sustentabilidade. 4. Gerenciamento de resíduos. 5. Análise multicritério. I. Araújo, Ofélia Queiroz Fernandes. II. Medeiros, José Luiz. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. IV. Título.



UFRJ

ANÁLISE TÉCNICO-AMBIENTAL DE ALTERNATIVAS DE PROCESSAMENTO DE
CASCALHO DE PERFURAÇÃO *OFFSHORE*

Paola Cardoso de Almeida

Orientadores: Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, Ph.D

José Luiz de Medeiros, D.Sc

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Prof^ª. Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, Ph.D. UFRJ

Prof. José Luiz de Medeiros, D.Sc. UFRJ

Prof^ª. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc. UFRJ

Prof. Assed Naked Haddad, D.Sc. UFRJ

Lúcia de Toledo Câmara Neder, D.Sc. Petrobras

Rio de Janeiro

2016

Aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me deu a vida e a oportunidade de poder evoluir a cada dia.

Aos meus pais, Laerte e Irene, meus irmãos, Luana e Ricardo, e à pequena Sophia. Minha família, meu alicerce, pelo apoio e motivação durante o desenvolvimento deste trabalho, fundamentais para que eu concluísse o mestrado e superasse dificuldades pessoais e profissionais durante o percurso.

Aos meus orientadores e aos amigos que fiz no PEA. Ofélia, mais do que uma professora, agradeço pela compreensão, incentivo, ensinamentos e confiança, essenciais para que eu alcançasse meu objetivo, e José Luiz, sempre claro e objetivo no compartilhamento do conhecimento.

À Petrobras, pela oportunidade de qualificação profissional.

Aos amigos que contribuíram para que eu elaborasse esse estudo, seja com informações e esclarecimento de dúvidas, seja com palavras de motivação e momentos de descontração.

Muito obrigada.

RESUMO

ALMEIDA, Paola Cardoso de. **Análise Técnico-ambiental de Alternativas de Processamento de Cascalho de Perfuração *Offshore***. Rio de Janeiro, 2016. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

Operações de perfuração de poços de óleo e gás são necessárias em qualquer projeto de E&P e tem o potencial de gerar diversos resíduos, especialmente fluidos e cascalhos de perfuração. A quantidade gerada e a possibilidade de causar impactos ambientais, associadas a regulamentações ambientais mais restritivas, reforçam a importância de um gerenciamento de resíduos adequado e que considere as restrições impostas pelo cenário *offshore*. Nesse contexto, análises de sustentabilidade podem ser ferramentas úteis na gestão de resíduos de perfuração. A dissertação apresenta uma análise comparativa entre alternativas de destinação de cascalho de perfuração de poços de petróleo *offshore*, aplicáveis ao cenário brasileiro, a partir da utilização de métricas de sustentabilidade. A análise é baseada nos trabalhos de Araújo *et al.* (2015) e Pettersen (2007), com adaptações. A partir da combinação de Critérios de Projetos Verdes e métricas quantitativas (aspectos: ambiental, econômico, saúde ocupacional e técnico) é realizada uma análise de sustentabilidade multicritério sobre quatro alternativas: i) descarte no mar; ii) disposição em aterros industriais *onshore*; iii) reinjeção *offshore*; e iv) tratamento por micro-ondas seguido de disposição em aterros industriais *onshore*. A abordagem requer a elaboração de um inventário de processo, obtido a partir de fontes secundárias e entrevistas. Os resultados qualitativos baseados em Critérios de Projetos Verdes indicam que a disposição em aterros industriais *onshore* é a opção menos sustentável dentre as analisadas. A metodologia adotada permitiu a classificação das alternativas nos cenários analisados, onde o descarte no mar recebeu o maior Grau de Sustentabilidade, seguido pelo tratamento por micro-ondas, disposição em aterro *onshore* e reinjeção *offshore*. A inclusão de métricas relacionadas a riscos ocupacionais e nível de maturidade tecnológica permite uma visão mais abrangente na análise de sustentabilidade, bem como a identificação de técnicas que requerem otimização (e.g., reinjeção *offshore*). Conclui-se que a metodologia proposta favorece o processo de tomada de decisão ao utilizar uma abordagem multicritério e variáveis quantitativas, reduzindo a subjetividade no processo.

Palavras-chave: Cascalho de perfuração; Perfuração *offshore*; Análise de sustentabilidade; Gerenciamento de resíduos; Análise multicritério.

ABSTRACT

ALMEIDA, Paola Cardoso de. **Technical-Environmental Analysis of Alternatives of Processing Offshore Drill Cuttings**. Rio de Janeiro, 2016. Dissertation (MSc.) – Environmental Engineering Program (PEA), Escola Politécnica and Escola de Química, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

Oil and gas drilling operations are necessary in any E&P project and have the potential to generate various wastes, especially drilling fluids and cuttings. The amount generated and the possibility of causing environmental impacts, associated with more stringent environmental regulation, reinforce the importance of proper waste management which considers the constraints imposed by the offshore scenario. In this context, sustainability analysis can be useful tools in drilling waste management. The dissertation presents a comparative analysis of offshore drill cuttings disposal alternatives, applicable to the Brazilian scenario, from the use of sustainability metrics. The analysis is based on the studies of Araújo *et al.* (2015) and Pettersen (2007), with adaptations. From the combination of Green Design Criteria and quantitative metrics (aspects: environmental, economic, occupational health and technical) is performed a multi-criteria sustainability analysis of four alternatives: i) offshore discharge; ii) onshore disposal in industrial landfills; iii) offshore cuttings reinjection; and iv) microwave treatment followed by onshore disposal in industrial landfills. The approach requires the development of a process inventory, obtained from secondary sources and interviews. Qualitative results based on Green Design Criteria indicate that the onshore disposal in industrial landfills is the least sustainable option among the alternatives. The methodology allowed the classification of the alternatives in the analyzed scenarios, where offshore discharge received the highest Sustainability Degree, followed by microwave treatment, onshore disposal in landfills and offshore reinjection. The inclusion of metrics related to occupational hazards and technological maturity level allows a broader view on the sustainability analysis as well as the identification of techniques that require optimization (e.g., offshore reinjection). It is concluded that the proposed methodology supports the decision-making process by using a multi-criteria approach and quantitative metrics, reducing the subjectivity in the process.

Keywords: Drill cuttings; Offshore drilling; Sustainability analysis; Waste management; Multi-criteria analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Sondas de perfuração semissubmersível (a) e navio-sonda (b).....	12
Figura 2.2: Representação de um poço e seus revestimentos.	13
Figura 2.3: Fluidos de perfuração.	15
Figura 2.4: Sistema de controle de sólidos e sistema secador de cascalho.	18
Figura 2.5: Secador de cascalho.	19
Figura 2.6: Amostra de cascalho de perfuração.	20
Figura 2.7: Sistema de reinjeção de cascalhos com transporte por gravidade ou rosca transportadora.	55
Figura 2.8: Opções para a injeção de cascalhos: (a) Injeção no anular; (b) Poço dedicado....	56
Figura 2.9: Esquema da unidade em escala piloto para o tratamento contínuo de cascalhos de perfuração	63
Figura 2.10: Protótipo de unidade contínua semi-industrial para secagem de cascalho por micro-ondas	64
Figura 5.1: Mapa com localização dos poços no Polígono do pré-sal na Bacia de Santos...	105
Figura 5.2: Mapa de Conformidade com os Critérios de Projetos Verdes (GDC).....	111
Figura 5.3: Processos envolvidos em cada alternativa de destinação de CP.....	113
Figura 5.4: Métricas quantitativas calculadas para cada alternativa de destinação de CP....	115
Figura 5.5: Contribuição das métricas para o Vetor de Severidade.	119
Figura 5.6: Análise de sensibilidade da EI ao fator de utilização dos equipamentos.....	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Classificação dos FBNA.	16
Tabela 2.2: Distribuição granulométrica de cascalhos de perfuração.	23
Tabela 2.3: Composição química de cascalhos de perfuração.	24
Tabela 2.4: Síntese das exigências relacionadas ao descarte no mar de fluidos e cascalhos de perfuração em alguns países.	28
Tabela 2.5: Descarte de cascalho no mar: vantagens e limitações.	48
Tabela 2.6: Disposição final de cascalhos em aterros industriais <i>onshore</i> : vantagens e limitações.	52
Tabela 2.7: Reinjeção <i>offshore</i> de cascalho: vantagens e limitações.	60
Tabela 2.8: Tratamento térmico de cascalho por micro-ondas: vantagens e limitações.	65
Tabela 2.9: Síntese de critérios a serem considerados para destinação dos CPs.	67
Tabela 2.10: Exemplos de princípios de projetos verdes.	69
Tabela 3.1: Métricas selecionadas para a análise comparativa.	77
Tabela 4.1: Dados relacionados ao poço de referência e premissas de operação.	94
Tabela 4.2: Inventário de processo.	95
Tabela 5.1: Dados assumidos para o poço de referência.	103
Tabela 5.2: Volumetria de cascalho.	104
Tabela 5.3: Ponderação dos Critérios de Projetos Verdes.	107
Tabela 5.4: Síntese dos parâmetros e métricas calculadas.	114
Tabela 5.5: Métricas quantitativas após normalização.	117
Tabela 5.6: Métricas quantitativas após pontuação.	117
Tabela 5.7: Análise de sensibilidade do SD ao fator de utilização dos equipamentos.	122
Tabela 5.8: Análise de sensibilidade do SD, sem TRL, ao fator de utilização dos equipamentos.	124
Tabela A.1: Consumo de combustível – transporte marítimo.	148
Tabela A.2: Consumo de combustível – transporte rodoviário (<i>Aterro onshore</i>).	148
Tabela A.3: Consumo de combustível – transporte rodoviário (<i>Micro-ondas</i>).	155

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al ₂ O ₃	Óxido de alumínio
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
API	<i>American Petroleum Institute</i>
As	Arsênio
Ba	Bário
BaO	Óxido de bário
BAT	<i>Best Available Technology</i>
BDEP	Banco de dados de exploração e produção (ANP)
BET	<i>Best Environmental Practice</i>
BPT	<i>Best practicable control technology currently available</i>
BOP	<i>Blowout Preventer</i>
CaO	Óxido de cálcio
CB	<i>Cutting boxes</i>
Cd	Cádmio
CF	<i>Criticaly Factor</i> (Fator de Criticidade)
CFR	<i>U.S. Code of Federal Regulations</i>
CH ₄	Metano
CI	<i>Carbon Intensity</i> (Intensidade de Carbono)
CIE	<i>Crane-lift injury-event</i>
Cl	Cloro
CL ₅₀	Concentração letal média para a qual morrem 50% dos indivíduos expostos
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
CO _{2eq}	Dióxido de Carbono Equivalente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Cascalho de Perfuração
Cr	Cromo
CRI	<i>Cuttings Re-injection</i>
Cu	Cobre
DALY	<i>Disability adjusted life year</i>
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
EI	<i>Energy Intensity</i> (Intensidade de Energia)
E&P	Exploração e Produção
FBA	Fluido de Base Aquosa
FBNA	Fluido de Base Não Aquosa
Fe ₂ O ₃	Óxido de ferro III
GDC	<i>Green Design Criteria</i> (Critérios de Projetos Verdes)
GDCI	<i>Green Design Criticaly Index</i> (Índice de Criticidade de Projetos Verdes)
GEE	Gases de Efeito Estufa
GHG	<i>Greenhouse gas emissions</i> (Emissões de gases de efeito estufa)
GWP	<i>Global Warming Potentials</i>
HFC	Hidrofluorcarbono
HPA	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
K ₂ O	Óxido de potássio
MgO	Óxido de magnésio

Mn	Manganês
MnO	Óxido de manganês
MovCarga	Risco de lesão por movimentação de carga
N ₂ O	Óxido nitroso
Na ₂ O	Óxido de sódio
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
Ni	Níquel
NORM	<i>Naturally Occuring Radioactive Materials</i>
NO _x	Óxidos de nitrogênio
NPDES	<i>National Pollutant Discharge Elimination System</i> (Programa de licenças norte-americano que regula aspectos relacionados à poluição das águas)
<i>Onshore</i>	Em terra
<i>Offshore</i>	Em ambientes marinhos ou oceânicos
OSPAR	<i>Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic</i>
P ₂ O ₅	Pentóxido de fósforo
Pb	Chumbo
PCI	Poder calorífico inferior
PFC	Perfluorcarbono
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PWV	<i>Policy Weight Vector</i> (Vetor Peso de Política)
RGO	Relação gás-óleo
RPE	<i>Reverse Phase Extraction</i>
SC	<i>Severity Contribution</i> (Contribuição de Severidade)
SD	<i>Sustainability Degree</i> (Grau de Sustentabilidade)
SF ₆	Hexafluoreto de enxofre
SiO ₂	Óxido de silício
SM	<i>Severity Matrix</i> (Matriz de Severidade)
Sr	Estrôncio
SrO	Óxido de estrôncio
SSC	Sistema secador de cascalhos
TCC	<i>Thermo-mechanical cuttings cleaner</i>
TiO ₂	Óxido de titânio
TRL	<i>Technology Readiness Levels</i> (Níveis de Maturidade Tecnológica)
UF	Unidade Funcional
UIC	<i>Underground Injection Control</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanádio
WI	<i>Water Intensity</i> (Intensidade de água)
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	OBJETIVOS DA PESQUISA	3
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1	A INDÚSTRIA DO PETRÓLEO	4
2.1.1	Panorama brasileiro	6
2.1.1.1	O petróleo no pré-sal	8
2.2	PROCESSO DE PERFURAÇÃO DE POÇOS MARÍTIMOS DE PETRÓLEO E GÁS	11
2.2.1	Fluidos de perfuração	14
2.2.2	Tratamento de fluidos e cascalhos durante a perfuração <i>offshore</i>	17
2.3	CASCALHOS DE PERFURAÇÃO.....	20
2.3.1	Geração.....	20
2.3.2	Características físico-químicas	21
2.3.3	Classificação conforme norma ABNT NBR 10.004:2004	24
2.4	ASPECTOS REGULATÓRIOS	25
2.4.1	Novo modelo de gestão de cascalho e fluidos de perfuração <i>offshore</i> no Brasil	36
2.5	PRINCIPAIS TRATAMENTOS E DESTINAÇÕES FINAIS	37
2.5.1	Descarte no mar	44
2.5.1.1	Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais	45
2.5.1.2	Vantagens e limitações	48
2.5.2	Disposição final em Aterros Industriais <i>onshore</i>	49
2.5.2.1	Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais	51
2.5.2.2	Vantagens e limitações	52
2.5.3	Reinjeção de CP <i>offshore</i>	53
2.5.3.1	Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais	59
2.5.3.2	Vantagens e limitações	60
2.5.4	Tratamento térmico por micro-ondas	61
2.5.4.1	Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais	64
2.5.4.2	Vantagens e limitações	65
2.6	CRITÉRIOS PARA A TOMADA DE DECISÃO QUANTO À DESTINAÇÃO DOS CPS	66
2.7	SUSTENTABILIDADE	67

2.7.1	Princípios <i>ad hoc</i> para projetos verdes	68
2.7.2	Métricas de sustentabilidade.....	70
3	METODOLOGIA.....	72
3.1	CONTEXTUALIZAÇÃO E ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DE CP	72
3.2	SELEÇÃO DE TÉCNICAS DE DESTINAÇÃO FINAL DE CP APLICÁVEIS AO CENÁRIO BRASILEIRO.....	73
3.3	ANÁLISE COMPARATIVA DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS	73
3.3.1	Escopo e Limitações da Análise.....	74
3.3.2	Princípios <i>ad hoc</i> de Engenharia Verde	75
3.3.3	Métricas de sustentabilidade.....	76
3.3.4	Análise de sustentabilidade multicritério	79
3.3.4.1	Pontuação das alternativas de destinação com base nos Critérios de Projetos Verdes (GDC – <i>Green Design Criteria</i>).....	80
3.3.4.2	Pontuação das métricas quantitativas	80
3.3.4.3	Cálculo da Matriz de Severidade Multicritério (<i>SM – Severity Matrix</i>).....	81
3.3.4.4	Cálculo do Fator de Criticidade (<i>CF – Criticality Factor</i>) e do Grau de Sustentabilidade (<i>SD – Sustainability Degree</i>)	82
3.3.5	Alternativas: premissas e descrição dos cenários.....	83
3.3.5.1	Premissas da alternativa de descarte no mar	85
3.3.5.2	Premissas comuns às alternativas de disposição em Aterro <i>onshore</i> e tratamento por micro-ondas.....	86
3.3.5.3	Premissas da alternativa de tratamento por micro-ondas	87
3.3.5.4	Premissas da alternativa de reinjeção <i>offshore</i>	88
3.3.5.5	Descrição dos cenários	88
3.3.6	Inventário de dados.....	92
4	RESULTADOS DE INVENTÁRIOS DE PROCESSO.....	93
5	RESULTADOS DE SUSTENTABILIDADE.....	103
5.1	UNIDADE FUNCIONAL.....	103
5.2	POÇO DE REFERÊNCIA	104
5.3	ANÁLISE COMPARATIVA DAS ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO DE CASCALHO DE PERFURAÇÃO <i>OFFSHORE</i>	106

5.3.1	Análise da aderência aos Critérios de Projetos Verdes (GDC)	106
5.3.2	Cálculo das métricas de sustentabilidade	112
5.3.3	Análise de sustentabilidade	116
5.3.4	Análise de sensibilidade	122
5.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	124
6	CONCLUSÕES	126
6.1	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	127
7	REFERÊNCIAS.....	129
	APÊNDICE A – DETALHAMENTO E CÁLCULO DAS MÉTRICAS.....	139

1 INTRODUÇÃO

A indústria petrolífera possui um papel importante na matriz energética mundial, com o petróleo representando 31,1% e o gás natural 21,4% do total de energia consumida no planeta (IEA, 2015), não sendo esperado que a dependência da sociedade atual por esses combustíveis seja significativamente reduzida em curto prazo. No entanto, essa fonte de energia está associada a atividades com potencial de causar diversos impactos ambientais ao longo de sua cadeia produtiva.

Durante a perfuração de poços petrolíferos, um dos principais resíduos gerados são os cascalhos de perfuração (IOGP, 2016), caracterizados por fragmentos de rocha que podem apresentar fluidos de perfuração aderidos e outros contaminantes. Esses resíduos são inerentes das atividades de exploração e produção (E&P), sendo esperada sua geração por um longo período. Assim, nas últimas décadas, alternativas para o tratamento, aproveitamento e destinação adequada de cascalhos de perfuração (CP) tem sido objeto de estudo em diferentes países. Esses estudos são motivados pelo volume gerado, e consequente dificuldade de manejo, potencial poluidor que podem apresentar e aumento das restrições regulatórias.

No mundo, várias organizações e instituições de pesquisa têm publicado documentos contendo melhores práticas e tecnologias alternativas para o gerenciamento de CP (CAPP, 2001; IOGP, 2016; PAGE *et al.*, 2003; STANTEC, 2009). Entretanto, dada a variabilidade de critérios como requisitos legais, características dos sólidos de perfuração, condições ambientais (ambientes terrestres e marítimos), infraestrutura e custos envolvidos, nem sempre os trabalhos elaborados em outras partes do mundo são aplicáveis à realidade brasileira.

No Brasil, as diretrizes para gestão de fluidos e cascalhos de perfuração de atividades marítimas (*offshore*) são definidas em processos de licenciamento ambiental. No ano de 2013, o órgão ambiental competente passou a adotar diretrizes para um novo modelo de gestão, ainda em fase de aprovação. O modelo em discussão prevê condições que, caso não cumpridas, impedem a prática de descarte de cascalho no mar. Esse cenário traz à discussão a necessidade de desenvolvimento de alternativas *in situ* ou do transporte de grandes quantidades deste tipo de resíduo para a costa, a fim de receber processamento e destinação adequados.

Observa-se, portanto, um contraste entre a existência de diferentes alternativas para o gerenciamento de CP e a adoção de opções pouco sustentáveis, como a disposição em aterros de resíduos sólidos. Uma vez que não existe uma solução única para o gerenciamento desses resíduos, o estudo dos principais critérios a serem considerados na escolha das alternativas e a

comparação baseada em métricas quantitativas podem favorecer a adoção de ações mais eficientes do ponto de vista da sustentabilidade.

Outro agravante que justifica a busca de alternativas para destinação de cascalhos de perfuração tem a ver com o grande domínio de atividades de produção *offshore* no Brasil (ANP, 2015). Operações *offshore* são intermitentes e complexas. Características externas podem variar significativamente, tais como a geologia, condições meteoceanográficas, sensibilidade ambiental, disponibilidade de infraestrutura para o tratamento e descarte de resíduos, limitações de espaço a bordo das sondas de perfuração, aspectos relacionados à saúde e segurança ocupacionais e o plano de desenvolvimento da área (PETTERSEN, 2007). Dessa forma, o cenário *offshore* impõe restrições severas na manipulação de CP em pelo menos três vertentes: limitações de espaço para armazenamento, manuseio e transporte de CP; dificuldades de infraestrutura e disponibilidade de energia a bordo das plataformas, em conformidade com os requisitos ambientais; e rigor nas exigências impostas pelos órgãos ambientais para o descarte no mar.

A fim de que os potenciais impactos ambientais relacionados às atividades de perfuração *offshore* sejam evitados ou minimizados, práticas eficientes de gestão ambiental são necessárias. Nesse sentido, ressalta-se a importância da implantação de uma abordagem sustentável nas atividades industriais que garanta a redução da quantidade de resíduos gerados, redução do total de resíduos enviados para disposição final, adoção de práticas de gerenciamento ambientalmente seguras e economicamente viáveis, além de conformidade com as regulamentações vigentes. Todas essas ações precisam ser desenvolvidas ao mesmo tempo em que se buscam metas de produção e crescimento (ABBE *et al.*, 2011).

Uma das maneiras de se atingir esses objetivos é o desenvolvimento e implantação de um plano de gestão de resíduos adequado. Quando a redução, reutilização e reciclagem não são possíveis, restam aos gestores opções de tratamento ou a disposição final dos resíduos. Deve-se ter em mente, porém, que essas técnicas não são aplicáveis a todas as situações, havendo casos em que a disposição final se apresenta como a alternativa a ser executada.

Nesse contexto, a motivação para esta dissertação é apresentar dados e informações que tragam a abordagem de métricas de sustentabilidade para a área de gestão de resíduos de perfuração, visando à redução da subjetividade e otimização do processo. Os resultados obtidos a partir deste trabalho também poderão incentivar o estudo de alternativas para tratamento dos CP, de modo a atender à legislação ambiental ou permitir a agregação de valor ao resíduo. Este estudo ilustra os desafios relacionados à realização de análises de sustentabilidade, tais como a necessidade de adaptações e desenvolvimento de métodos para a

análise de impactos e redução das incertezas associadas à disponibilidade de dados, visando à utilização de critérios objetivos para a tomada de decisão.

Neste estudo, optou-se pela utilização de um cenário hipotético que considera a Bacia Sedimentar Marítima de Santos. A escolha se deu pela importância quanto ao aumento das atividades de E&P nessa região, especialmente após a descoberta das reservas no pré-sal.

O Capítulo 1 introduz o contexto do estudo e os objetivos da pesquisa. O Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica dos assuntos relacionados ao tema desta dissertação, tais como a indústria do petróleo, o processo de perfuração de poços de óleo e gás, características e processamento dos CP, principais alternativas de tratamento e disposição final, aspectos regulatórios e métricas de sustentabilidade utilizadas para análises de processos industriais.

O Capítulo 3 descreve a metodologia utilizada. Por sua vez, o Capítulo 4 apresenta os resultados de inventários de processo referentes às alternativas selecionadas neste estudo, enquanto o Capítulo 5 mostra os resultados obtidos na análise de sustentabilidade.

Por fim, o Capítulo 6 reúne as principais conclusões da pesquisa e as recomendações para trabalhos futuros.

1.1 OBJETIVOS DA PESQUISA

O objetivo desta dissertação é realizar uma análise comparativa entre alternativas de destinação de cascalho de perfuração de poços de petróleo *offshore*, aplicáveis ao cenário brasileiro, a partir da utilização de métricas de sustentabilidade.

A pesquisa tem como objetivos específicos:

- a) Estudar as principais alternativas de tratamento e destinação final de cascalho de perfuração gerado em operações *offshore*, com foco sobre a Bacia de Santos;
- b) Analisar a evolução regulatória do gerenciamento de resíduos de CP no Brasil, incluindo as solicitações no processo de licenciamento ambiental;
- c) Identificar os principais critérios a serem considerados na escolha das alternativas de destinação final de cascalhos;
- d) Apresentar uma proposta de métricas de sustentabilidade que auxiliem na comparação do desempenho técnico-ambiental de cada alternativa para o aproveitamento ou destinação de cascalhos, em diferentes cenários;
- e) Contribuir para a gestão de resíduos de CP gerando informações aplicáveis à indústria de E&P no Brasil.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A INDÚSTRIA DO PETRÓLEO

Petróleo é o nome dado a misturas naturais de compostos químicos orgânicos, principalmente hidrocarbonetos, que podem ser encontradas em diferentes estados físicos, de acordo com as condições de temperatura e pressão a que estejam submetidas. No estado líquido, apresenta-se como uma substância oleosa, inflamável, menos densa do que a água, com cheiro característico e cor que varia do incolor até o preto, passando por verde e marrom. Essas misturas podem ocorrer em uma única fase ou em mais de uma fase em equilíbrio, de modo que o termo “petróleo” pode ser aplicado tanto ao óleo quanto ao gás natural (TEIXEIRA *et al.*, 2003; THOMAS, 2004).

Além dos hidrocarbonetos, outros constituintes estão presentes, sendo os mais comuns o enxofre, o nitrogênio, o oxigênio e metais. Esses constituintes são considerados impurezas e tendem a se concentrar nas frações mais pesadas do petróleo, como as resinas e os asfaltenos. Cabe ressaltar, que as características deste fluido variam entre diferentes reservatórios, havendo diferenças em propriedades como cor, massa específica, viscosidade e composição (THOMAS, 2004).

Sua geração está associada ao soterramento de matéria orgânica com sedimentos lacustres ou marinhos em condições não oxidantes nas chamadas rochas geradoras. Os efeitos da baixa porosidade, tempo e alta temperatura induzem a migração dos hidrocarbonetos para cima, em direção a ambientes com menor pressão e maior porosidade. O óleo tende a subir em direção à superfície, visto ser menos denso do que a água de formação, podendo encontrar uma barreira relativamente impermeável (rochas capeadoras) e se acumular logo abaixo. As rochas permeáveis onde ocorre o acúmulo de petróleo são denominadas rochas reservatório (TEIXEIRA *et al.*, 2003).

O petróleo é utilizado pelo homem desde a Antiguidade, havendo registros de sua utilização como material impermeabilizante, na pavimentação, construção civil, como material bélico, combustível para iluminação, entre outros. Inicialmente obtido a partir de exsudações naturais, sua exploração foi aperfeiçoada a partir do início do século XVIII com o desenvolvimento da perfuração de poços petrolíferos.

Em meados do século XIX observa-se o início da indústria petrolífera moderna, com a construção das primeiras refinarias comerciais e a perfuração de poços com uso de equipamentos específicos. A exploração comercial nos Estados Unidos impulsionou uma

corrida pelo óleo, mesmo com vários riscos associados à sua exploração e alto custo de armazenagem e transporte. Essa primeira fase da indústria petrolífera apresentou oscilações importantes em relação ao preço do recurso natural.

Após a invenção dos motores de combustão interna e produção de automóveis em maior escala houve uma grande revolução na indústria petrolífera. As tecnologias de perfuração sofreram importantes avanços, desde o método de percussão até o desenvolvimento do processo rotativo, o qual permitiu a construção de poços com profundidades cada vez maiores.

No século XX, foram descobertas diversas jazidas ao redor do mundo. A década de 60 registrou uma grande oferta mundial de petróleo, reduzindo o preço desse insumo e incentivando um consumo excessivo. Nos anos 70, os preços do petróleo subiram permitindo a exploração em novas áreas, como no Mar do Norte e no México. Entre os anos 80 e 90 os avanços tecnológicos reduziram os custos de exploração e produção (THOMAS, 2004).

Com o passar do tempo, o petróleo se estabeleceu como importante fonte energética mundial. Em paralelo, houve o desenvolvimento da indústria petroquímica, com a produção de uma grande variedade de compostos, como plásticos, borrachas, corantes, cosméticos e produtos farmacêuticos. Dessa forma, este recurso natural não renovável se tornou fundamental para o modo de vida da sociedade atual.

O consumo de petróleo tem crescido ao longo das últimas décadas, tendo atingido o patamar de 92,1 milhões de barris/dia em 2014, mesmo com o cenário de incertezas que atingiu o mercado de petróleo a partir desse ano e a tendência de desaceleração. Em 2014, o crescimento do consumo foi de 0,9%, o mais baixo desde o final da década de 90 (exceto logo após a crise financeira). Tal resultado pode ser associado, principalmente, a mudanças em setores produtivos intensivos em energia, especialmente na China (BP, 2015).

Por outro lado, o desenvolvimento da produção por meio do *shale gas* fez com que os Estados Unidos registrassem o maior aumento na produção de óleo no mundo em 2014, ultrapassando a Arábia Saudita. No total, houve um aumento de 2,4% no volume de petróleo produzido no mundo, em relação a 2013. As mudanças na oferta e demanda, com crescimento do consumo inferior ao da produção, resultaram em efeitos importantes e na queda no preço do petróleo mundial. Em paralelo, foi registrado o aumento na utilização de energias renováveis, responsáveis por um terço do aumento do consumo mundial de energia primária (BP, 2015).

Atualmente, os Estados Unidos figuram como os principais consumidores de petróleo, respondendo por aproximadamente 20% do consumo mundial, seguido pela China (12,4%) e

Japão (4,7%). Entre os maiores produtores destacam-se a Arábia Saudita, Rússia e Estados Unidos. Nessa classificação, o Brasil ocupa a 12ª posição, respondendo por 2,9% da produção mundial (BP, 2015).

Mesmo assim, a Venezuela é o país com o maior volume de reservas petrolíferas provadas no mundo (298,3 bilhões de barris), seguida pela Arábia Saudita (267 bilhões de barris) e Canadá (172,9 bilhões de barris). O Brasil ocupa a 15ª posição, com uma reserva provada de petróleo de 16,2 bilhões de barris (BP, 2015).

Quando se trata da indústria do petróleo, faz-se necessário citar as etapas envolvidas no processo de exploração e produção de hidrocarbonetos. A primeira etapa exploratória consiste em pesquisas e estudos que envolvem levantamentos geológicos e geofísicos em bacias sedimentares, os quais buscam identificar áreas com alta probabilidade de acumulação de hidrocarbonetos. Essa fase é denominada “prospecção” e abrange métodos geológicos, potenciais e sísmicos. Posteriormente, inicia-se a fase de “perfuração” de poços, incluindo a avaliação das formações, com o objetivo de validar ou não os resultados da fase anterior e estimar o potencial econômico de uma possível descoberta. Por fim, uma vez que a acumulação de petróleo seja considerada comercialmente viável, inicia-se a fase de desenvolvimento dos poços e “produção”, com a instalação de sistemas que permitem a extração e o processamento primário de óleo e gás.

O presente estudo tem foco sobre a perfuração de poços petrolíferos, por isso, as etapas de prospecção, produção, transporte, refino e comercialização não serão abordadas.

2.1.1 Panorama brasileiro

No Brasil, o desenvolvimento da indústria petrolífera pode ser dividido em cinco fases principais (MORAIS, 2013), listadas a seguir:

- i) Explorações pioneiras por particulares (1864-1918): caracterizada pela busca de petróleo para a produção de óleos para iluminação. Nessa fase, é reportada a existência de petróleo na região sul da Bahia;
- ii) Explorações pioneiras pelo Estado (1919-1939): após a Primeira Guerra Mundial, o governo brasileiro passou a participar diretamente das atividades de exploração de petróleo. Com a criação do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), em 1938, diversos poços foram perfurados, resultando na descoberta do primeiro campo comercial em 1941, no município de Candeias – BA;

- iii) Busca de petróleo para a redução da dependência de importações (1940-1973): nessa fase, um marco importante foi a instituição do monopólio estatal do petróleo em 1953, com a criação da Petrobras (Petróleo Brasileiro S.A.). As primeiras descobertas foram em áreas terrestres, nos estados de Alagoas, Bahia, Sergipe (primeira descoberta no mar, no campo de Guaricema) e Rio Grande do Norte (THOMAS, 2004). Da década de 50 até os dias atuais, as reservas de óleo e a curva de produção cresceram significativamente em bacias sedimentares terrestres (*onshore*) e marítimas (*offshore*);
- iv) Explorações de petróleo para a obtenção da autossuficiência na produção (1974-2006): a descoberta do campo de Garoupa em 1974, na Bacia de Campos, é um marco importante no avanço das atividades de E&P em bacias marítimas. Nos anos 80, o destaque foi a descoberta de petróleo nas bacias *onshore* de Mossoró – RN e no Rio Urucu – AM, além da descoberta dos campos gigantes de Marlim e Albacora em águas profundas da Bacia de Campos. Os resultados em áreas *offshore* se intensificaram, com a descoberta dos campos gigantes de Roncador e Barracuda, também na Bacia de Campos, nos anos 90 (THOMAS, 2004). Ainda nesse período, com a edição da Lei nº9.478/97 (Lei do Petróleo), houve uma flexibilização do monopólio estatal, com aumento do número de empresas atuantes no setor.
- v) Era do pré-sal – exploração para o aumento das reservas de petróleo (desde 2006): os contínuos avanços tecnológicos na área de E&P levaram à descoberta de novas regiões com potencial de produção de petróleo, em águas profundas e ultraprofundas, com destaque para os campos gigantes na área do pré-sal da Bacia de Santos, cuja produção teve início em 1º de maio de 2009, no Campo de Tupi¹.

Com o desenvolvimento das atividades de E&P, a produção nacional de petróleo atingiu a média de 2,3 milhões de barris/dia no ano de 2014, um crescimento de 11,4% em relação a 2013, principalmente devido ao aumento da produção nos reservatórios do pré-sal. A maior parte dessa produção provém de campos *offshore* (92,5%), com destaque para o estado do Rio de Janeiro (68,4%). Também devem ser destacados os estados de São Paulo, com o maior crescimento percentual (134,4%) e Espírito Santo, o segundo maior produtor do País (ANP, 2015).

¹ Memória Petrobras – Acervo: Início da produção na camada Pré-Sal da Bacia de Santos, 2009.

No que se refere à atividade de perfuração de poços, apesar de um número expressivo, houve redução de 3,2% no total de poços perfurados em 2014. Dos 589 poços perfurados no Brasil, 154 (26,1%) são marítimos, o que representa uma redução de 20,6% no total de poços *offshore* em relação ao ano anterior.

As perspectivas para o futuro do setor de óleo e gás no Brasil tendem a ser promissoras, especialmente devido aos novos projetos na área do pré-sal e à possibilidade de desenvolvimento de novas bacias terrestres e na Margem Equatorial. Todavia, o cenário de incertezas e o baixo preço do petróleo no mercado mundial podem ter impactos sobre a velocidade de desenvolvimento da indústria petrolífera nacional.

2.1.1.1 O petróleo no pré-sal

O pré-sal é representado por todas as camadas geológicas depositadas temporalmente antes da camada de sal, ou pacote evaporítico (PAPATERRA, 2010). Essa área se caracteriza por uma sequência de rochas sedimentares formadas a mais de 100 milhões de anos no espaço geográfico criado pelo antigo continente Gondwana. Um espesso pacote evaporítico foi depositado em um golfo entre esses continentes devido à alta taxa de subsidência, o que levou à acumulação de mais de 2.000m de sais. A camada de sal se depositou sobre acumulações de matéria orgânica, as quais sob ação de processos termoquímicos foram transformadas em hidrocarbonetos. A partir da interpretação de dados sísmicos, cinturões evaporíticos de grande espessura foram reconhecidos adjacentes às margens sul-americana e africana na década de 70 (GAMBOA *et al.*, 2008; PETROBRAS, 2016).

Essas camadas de sal são compostas por rochas evaporíticas, formadas por minerais que se depositaram a partir da evaporação da água em mares e lagos. Tais rochas são encontradas em diferentes bacias brasileiras, podendo apresentar potencial econômico tanto para a exploração de petróleo, caso dos reservatórios do pré-sal, quanto para a mineração industrial. Sua composição é variável, tendo como elementos principais o sódio, o cloro e o magnésio (MOHRIAK e SZARMARI, 2008).

Os evaporitos são solúveis e podem se movimentar tanto por via química, em solução de água, quanto fisicamente, características que influenciam a perfuração de poços nessas formações. Dentre os principais minerais evaporíticos estão a halita (NaCl), anidrita (CaSO₄), carnalita (KMgCl₃.6H₂O), silvita (KCl) e taquidrita (CaMg₂.Cl₆.12H₂O). Esses sais são importantes na acumulação de petróleo, pois, após sua diagênese, as camadas de sal se tornam

impermeáveis, condicionando fortemente a migração e a acumulação de fluidos como o petróleo (WARREN, 1989 *apud* MOHRIAK e SZARMARI, 2008).

No Brasil, a ocorrência do conjunto de rochas geradoras e reservatório na camada pré-sal se encontra na chamada “província pré-sal”, uma área com aproximadamente 800km de extensão e 200km de largura, do norte da Bacia de Campos ao sul da Bacia de Santos, no litoral entre os estados do Espírito Santo e Santa Catarina (PETROBRAS, 2016).

A Bacia de Santos possui área total de aproximadamente 272.000 km² e está localizada na Margem Sudeste Brasileira, sendo margeada pelos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Limita-se ao norte pelo Alto de Cabo Frio, que a separa da Bacia de Campos, e, ao sul, pela Dorsal de São Paulo e Alto de Florianópolis, que a separa da Bacia de Pelotas. Nessa bacia, os evaporitos ocorrem em subsuperfície, desde a plataforma em cotas batimétricas da ordem de 50m até a lâmina d’água de aproximadamente 3.000m (GAMBOA *et al.*, 2008).

Sua estratigrafia compreende três supersequências, correspondendo às fases Rifte, Pós-rifte e Drifte. A mais antiga (Rifte) compreende as formações Camboriú, Piçarras e Itapema. A supersequência Pós-rifte corresponde às formações Barra Velha, com deposição de calcários microbiais e folhelhos, e Ariri, caracterizada pela deposição de evaporitos. Por fim, a supersequência Drifte está associada à presença de sedimentos marinhos (MOREIRA *et al.*, 2007 *apud* PAPATERRA, 2010).

Os reservatórios do pré-sal são formados por rochas carbonáticas do período Cretáceo, incluindo coquinas e outras litologias de carbonatos microbiais localizados logo abaixo do sal. Assim, as rochas geradoras se caracterizam por folhelhos intercalados com carbonatos (Fm. Itapema e Piçarras), e as reservatório por carbonatos (Fm. Itapema, com coquinas, Fm. Barra Velha, com microbialitos), podendo ocorrer em rochas siliciclásticas (Fm. Piçarras) e basaltos fraturados (Fm. Camboriú) (BELTRÃO *et al.*, 2009; PAPATERRA, 2010).

Na Bacia de Santos, a camada de sal pode ser dividida em quatro sequencias principais definidas da base para o topo, a saber: (i) um depósito composto predominantemente por halita; (ii) uma sucessão estratificada de anidrita, halita e sais complexos; (iii) um pacote com predomínio de halita; e (iv) um pacote superior também composto por sais estratificados, mais delgado. A estratigrafia dessa camada é regular, mesmo com eventuais deformações plásticas, sendo reconhecida em toda a Bacia (GAMBOA *et al.*, 2008).

Apesar de resultados otimistas das interpretações de dados sísmicos a partir de 2003, a perfuração de poços no pré-sal precisou superar desafios tecnológicos e econômicos. Era necessário garantir a perfuração segura de poços localizados em áreas com condições mais

severas que o usual e, ao mesmo tempo, realizar a descoberta de jazidas com volumes de óleo economicamente recuperáveis.

O primeiro poço perfurado no pré-sal da Bacia de Santos foi no Bloco Exploratório BM-S-10, área de Parati, em 2004, o qual apresentou indícios de hidrocarbonetos, confirmados em 2006. Em setembro do mesmo ano, foi realizado um teste de formação na área de Tupi (BM-S-11), com resultados positivos. Com o desenvolvimento das atividades exploratórias, entre 2005 e 2012 foi reportada a descoberta de 63 acumulações de petróleo no pré-sal, resultantes de 73 poços exploratórios perfurados nas Bacias de Santos (32) e Campos (41). Os novos reservatórios se localizavam em área de aproximadamente 15.000km², superior à área do pós-sal da Bacia de Campos à época (MORAIS, 2013).

Entretanto, a primeira produção de petróleo no pré-sal brasileiro ocorreu na Bacia de Campos, campo de Jubarte, em 1º de setembro de 2008, por meio de um Teste de Longa Duração. A descoberta de reservatórios abaixo da camada de sal nessa bacia havia acontecido em 2007, no campo de Caxaréu, seguida por outras descobertas no complexo petrolífero do Parque das Baleias, litoral do estado do Espírito Santo. O primeiro poço do pré-sal começou a produzir em um projeto definitivo em 2010, no campo de Baleia Franca (MORAIS, 2013).

Cabe destacar que, nos últimos anos, os reservatórios do pré-sal têm sido fundamentais para o aumento da produção nacional de óleo e gás, registrando-se um crescimento da produção nessas áreas de 62,7% no ano de 2014, em comparação com 2013, com uma produção de 179,8 milhões de barris. Assim, esses reservatórios contribuíram com 82,3% do aumento registrado na produção de petróleo nacional em 2014. O crescimento observado está associado à entrada em produção de 03 (três) novas plataformas naquele ano, confirmando a rápida evolução das atividades de produção no pré-sal (ANP, 2015).

As atividades de E&P nessa região demandam o desenvolvimento de novas tecnologias, bem como o aprimoramento de soluções já existentes, haja vista os desafios relacionados às condições ambientais e operacionais da produção nas áreas *offshore*. Dentre as condições complexas podem-se citar: reservatórios localizados em profundidades totais acima de 5.000m, abaixo de camadas de sal de até 2.000m; maior profundidade das águas; grande distância da costa (até 300km); alta relação gás-óleo (RGO); elevada presença de contaminantes no gás produzido, como o gás sulfídrico (H₂S) e o dióxido de carbono (CO₂); além de altas pressões e baixas temperaturas no ambiente submarino. As perfurações, a escolha dos fluidos e dos revestimentos dos poços sofrem a influência dos diferentes tipos de sal que compõem a geologia local, os quais apresentam taxas de deformação variáveis, podendo haver a erosão ou dissolução da parede do poço durante a circulação de fluido de

perfuração, ou o aprisionamento de tubos de perfuração e colapso de colunas de revestimento². O comportamento plástico das estruturas salinas pode, ainda, causar o fechamento ou perda do poço (ALVES *et al.*, 2009; BELTRÃO *et al.*, 2009).

2.2 PROCESSO DE PERFURAÇÃO DE POÇOS MARÍTIMOS DE PETRÓLEO E GÁS

Para uma melhor compreensão da geração de resíduos em operações de perfuração é importante entender o básico do processo de perfuração rotativa, atualmente empregado na maioria dos poços de óleo e gás. A perfuração de poços petrolíferos ocorre a partir da trituração das rochas por meio da broca de perfuração, associada à ação hidráulica do fluido de perfuração jateado por meio de orifícios na broca e ao carregamento dos cascalhos³ para fora do poço. Essas atividades são realizadas com a utilização de uma sonda de perfuração, sendo que, em atividades *offshore*, os principais tipos de sonda são as fixas, auto-elevatórias, semissubmersíveis e navios-sonda.

Conforme exposto por Jahn *et al.* (2008), o tipo de sonda a ser utilizada depende de diversos parâmetros, com destaque para o custo, disponibilidade, limitações operacionais, lâmina d'água do local onde o poço será perfurado, profundidade do intervalo de interesse e pressões esperadas para as formações, condições meteoceanográficas e experiência dos profissionais embarcados.

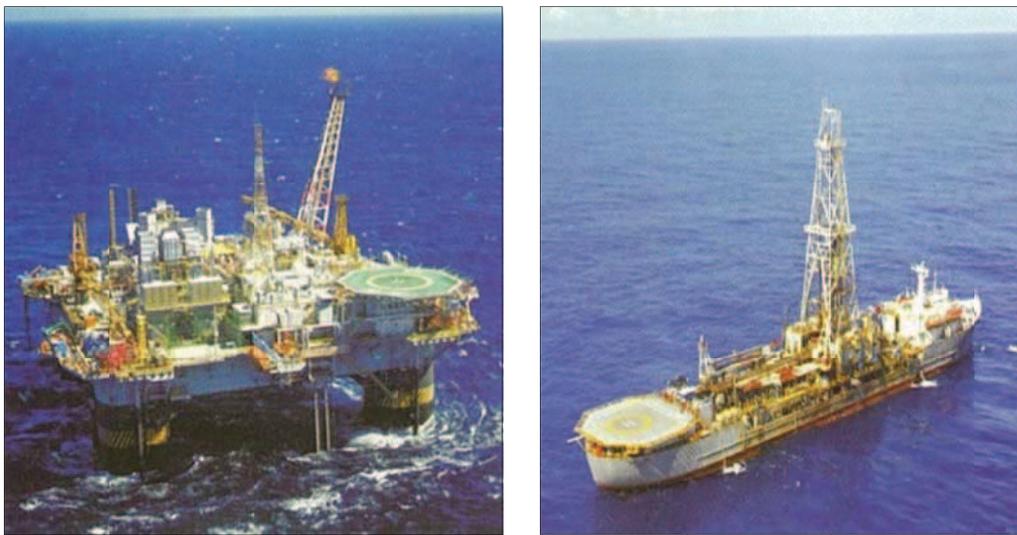
No caso do pré-sal, as sondas mais utilizadas são plataformas flutuantes do tipo semissubmersíveis e, principalmente, navios-sonda (Figura 2.1). Essas unidades operam em lâminas d'água mais profundas e possuem sistema de posicionamento dinâmico, o qual possibilita a manutenção da posição da unidade sem a necessidade de âncoras. Os navios-sonda podem ser mais instáveis em condições de mar agitado, porém, seu sistema de *thrusters* permite a operação dessas plataformas em profundidades acima de 3.000m de coluna d'água. Além disso, esse tipo de plataforma apresenta melhor mobilidade, possuindo sistema de autopropulsão.

Na indústria de petróleo, os poços são perfurados com utilização do sistema rotativo, no qual as rochas são trituradas pela ação da rotação e peso aplicados sobre uma broca localizada na extremidade de uma coluna de tubos e comandos encaixados sequencialmente

² Informações adicionais sobre a atividade de perfuração de poços são apresentadas na seção 2.2 desta dissertação.

³ Neste estudo, o termo cascalhos de perfuração é utilizado com o mesmo significado do termo inglês *cuttings*, referindo-se às partículas produzidas durante a atividade de perfuração de poços.

na torre da sonda, denominada coluna de perfuração. O fluido de perfuração, ou lama, é injetado por bombas para o interior da coluna de perfuração, passa pelos jatos da broca e retorna à superfície por meio do espaço anular formado entre as paredes do poço e a coluna de perfuração. Esse fluido irá remover os fragmentos de rocha gerados (cascalhos) até a superfície, limpando o poço, resfriando a broca e lubrificando a coluna de perfuração (THOMAS, 2004). A determinação de parâmetros como peso, tipo e rotação da broca, bem como a pressão e vazão de bombeio do fluido irão depender do tipo de formação a ser perfurada.



(a)

(b)

Figura 2.1: Sondas de perfuração semissubmersível (a) e navio-sonda (b).
Fonte: Thomas (2004).

Os poços petrolíferos podem ser classificados em exploratórios, explotatórios ou especiais, conforme sua finalidade. Poços exploratórios são perfurados com o objetivo de descobrir novos campos ou jazidas ou, também, obter dados para avaliações geológicas. Já os poços explotatórios visam extrair o petróleo da rocha reservatório, podendo ser de produção ou de injeção. Por fim, os poços especiais possuem finalidades específicas e que não se enquadram nas duas classes anteriores como, por exemplo, a produção de água (ANP, 2015).

Todo poço petrolífero é perfurado em fases sequenciais, com diâmetros decrescentes, cujo número depende das características locais e da profundidade final prevista. Os poços perfurados na área do pré-sal da Bacia de Santos possuem, em geral, 4 ou 5 fases. Ao final de cada fase, a coluna de perfuração é retirada do poço, descendo-se um revestimento de aço com diâmetro inferior ao da broca. A cada instalação de coluna de revestimento é realizada uma operação de cimentação, completando o espaço anular entre o revestimento e as paredes

do poço, isolando o poço das rochas circundantes. Finalizada a cimentação, inicia-se a próxima fase do poço, com a descida da coluna de perfuração e de uma nova broca de diâmetro inferior à anterior. A Figura 2.2 apresenta a representação de um poço de petróleo, com destaque para os diferentes revestimentos que protegem as paredes do poço e o isolam das formações ao redor.

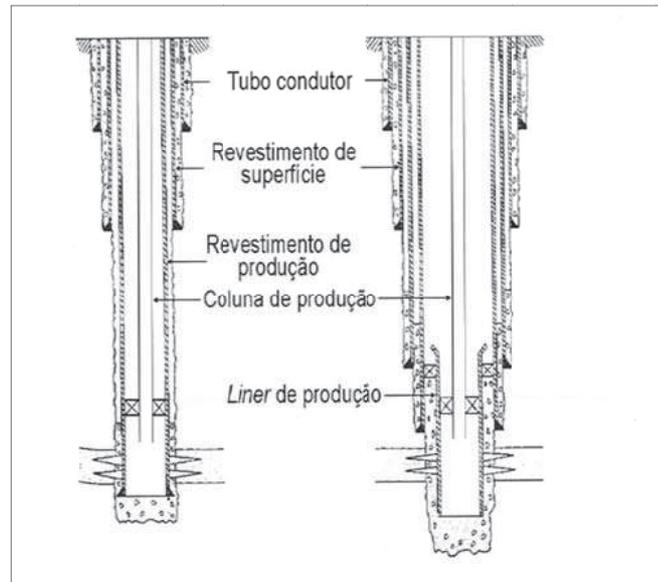


Figura 2.2: Representação de um poço e seus revestimentos.
Fonte: Thomas (2004).

Durante operação de perfuração podem ser feitas interrupções periódicas para a aquisição de dados no poço por meio de perfilagens. Com o uso de ferramentas específicas, são medidos parâmetros como litologia, porosidade, permeabilidade, pressões e presença de fluidos nas formações.

Após o término do assentamento de revestimentos e confirmação da cimentação da última fase do poço, caso o objetivo seja a produção procede-se à instalação da coluna de produção no interior do poço. Uma vez que toda a estrutura esteja instalada, realiza-se o canhoneio, operação que consiste em uma explosão controlada em seção determinada do revestimento, para permitir a comunicação entre o reservatório e o interior do poço. Intervenções específicas podem ser necessárias para garantir o início da produção.

Nas atividades *offshore*, as primeiras fases dos poços são perfuradas sem a instalação do *riser*, tubo que conecta o poço à sonda. Por isso, os fluidos injetados e os cascalhos gerados não retornam à superfície, sendo depositados junto à cabeça do poço. Com o prosseguimento da perfuração é realizada a instalação do *riser* e do BOP (*Blowout Preventer*),

equipamento que faz parte do Sistema de Segurança do Poço e que permite o fechamento e controle do mesmo em caso de emergências operacionais.

Usualmente, a primeira fase de um poço é perfurada com uso de água do mar como fluido de perfuração, também podendo ser utilizado fluido de base aquosa, ou convencional, de formulação simples e que envolve, basicamente, a adição de agentes viscosificantes e alcalizantes. Uma vez que o poço fica conectado à sonda, torna-se possível o retorno dos fluidos e cascalhos à superfície. A partir deste momento, faz-se uso principalmente de fluidos de base não aquosa, os quais podem ser tratados e reutilizados, conforme será apresentado nos itens 2.2.1 e 2.2.2 deste trabalho.

Nos poços do pré-sal, em áreas onde o sal apresenta maior mobilidade (e.g., carnalita e taquidrita) os problemas durante a perfuração são maiores em comparação com outros tipos de sedimentos. Pode ser necessário o assentamento de mais de uma coluna de revestimento, a utilização de fluido de perfuração com peso específico elevado, alargamentos simultâneos à perfuração e a indução de perdas de circulação nesses sedimentos. A presença de diápiros também torna a perfuração mais complexa devido à mobilidade dessas estruturas, que pode causar problemas de controle da inclinação do poço e alteração nas geopressões (FALCÃO, 2008).

2.2.1 Fluidos de perfuração

Os fluidos de perfuração são formulações químicas constituídas por uma base, ou fase contínua, na qual são adicionados diferentes produtos químicos e materiais sólidos a fim de se alcançar uma composição com propriedades específicas, necessárias para as operações de perfuração de poços petrolíferos, tais como densidade, parâmetros reológicos, viscosidade, salinidade e troca iônica. Eles podem assumir aspectos de suspensão, dispersão coloidal ou emulsão, dependendo do estado físico dos componentes (IOGP, 2003; THOMAS, 2004).

Durante a perfuração dos poços, os fluidos (Figura 2.3) são utilizados com diversas finalidades, tais como: remover e transportar os cascalhos para a superfície, limpando o poço; resfriar e lubrificar a coluna de perfuração e a broca; minimizar danos à formação de interesse; controlar as pressões das formações evitando o influxo de fluidos indesejáveis (*kick*); e manter a estabilidade do poço (JAHN *et al.*, 2008; THOMAS, 2004).

A classificação dessas formulações é feita em função do tipo de fase líquida, existindo dois tipos principais na indústria: fluidos base água (*water based fluids – WBF*)⁴ e fluidos não-aquosos (*non-aqueous fluids – NAF*), também conhecidos como fluidos base óleo. Apesar de menos tóxicos, os fluidos sintéticos também são de base óleo. Ainda existem fluidos de base aerada, no entanto, sua utilização é restrita a cenários específicos.



Figura 2.3: Fluidos de perfuração.
Fontes: (a) Petri Junior (2014); (b) Pereira (2010).

Os fluidos de base aquosa (FBA) apresentam água como fase contínua, sendo os mais utilizados na indústria. Trata-se de formulações compostas por 76% a 100% de água doce, água do mar ou salmoura por volume, com adição de argilas, polímeros orgânicos naturais e sintéticos, agentes adensantes, sais inorgânicos e outros aditivos dissolvidos ou em suspensão (IOGP, 2016).

Em geral, os FBA são menos tóxicos e mais biodegradáveis do que os fluidos de base não aquosa (FBNA), podendo ser descartados diretamente no mar. Além disso, possuem custo mais baixo e têm preparação mais simples quando comparados aos FBNA, podendo ser preparados na própria sonda de perfuração. Entretanto, não são adequados para perfurações mais complexas, como em poços direcionais e em determinados ambientes de águas profundas, além de gerarem um volume maior de cascalhos. Eles podem apresentar problemas em áreas com argilas reativas, havendo risco de prisão de coluna e perda do poço (IOGP, 2016).

Por sua vez, os FBNA são emulsões onde a fase contínua é não aquosa, com água e produtos químicos como fase dispersa. Tais fluidos podem ser agrupados em três grupos, conforme a concentração de hidrocarbonetos aromáticos, apresentados na Tabela 2.1 (IOGP, 2003).

⁴ No Brasil, os fluidos base água (WBF) também são conhecidos como “Fluidos de base aquosa – FBA”, assim como os fluidos não-aquosos (NAF) são conhecidos como “Fluidos de base não aquosa – FBNA”. Neste estudo, optou-se por utilizar a nomenclatura em português.

Os fluidos do Grupo I não são descartados no ambiente devido à sua toxicidade. Entretanto, em locais onde o transporte dos cascalhos para a terra ou a injeção em subsuperfície é possível, esses fluidos ainda são utilizados (PAGE *et al.*, 2003). De modo geral, o uso de fluidos do Grupo I foi descontinuado a partir da disponibilidade dos fluidos do Grupo II. Posteriormente, com o aumento das restrições ambientais foram desenvolvidos os fluidos do Grupo III, que apresentam maior biodegradabilidade e menor toxicidade, associado a uma concentração de HPA menor do que 0,001%.

Tabela 2.1: Classificação dos FBNA.

Classe	Base	Conteúdo de Aromáticos	Aromáticos (% peso)	HPA* (% peso)
Grupo I	Diesel e óleo mineral convencional	Alto	> 5	> 0,35
Grupo II	Óleo mineral de baixa toxicidade	Médio	0,5 - 5	0,001 - 0,35
Grupo III	Óleo mineral melhorado e sintéticas (ésteres, olefinas e parafinas)	Baixo ou desprezível	< 0,5	< 0,001

*Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Os fluidos deste último grupo possuem como base compostos químicos puros e hidrocarbonetos sintéticos como olefinas e parafinas sintéticas, ésteres, éteres e acetais. Eles foram desenvolvidos com o objetivo de associar as vantagens técnicas dos fluidos base óleo com a baixa toxicidade dos FBA, resultando em um menor impacto ambiental e maior segurança ocupacional (USEPA, 2000), sendo bastante utilizados em perfurações na área do pré-sal da Bacia de Santos. Nesse sentido, Falcão (2008) ressalta que na perfuração nas zonas de sal, os sistemas de fluidos mais recomendados são os fluidos à base de água saturada (em NaCl) e fluidos sintéticos.

Os FBNA apresentam vantagens operacionais em relação aos fluidos de base aquosa, tais como: maior estabilidade das paredes do poço, relacionada à baixa reatividade com formações argilosas; lubricidade, reduzindo o atrito entre os equipamentos e a parede do poço; maior estabilidade em ambientes de temperaturas elevadas, comuns em poços mais profundos; prevenção de prisão diferencial e de formação de hidratos; menor geração de cascalhos; possibilidade de reutilização após tratamento, dentre outras. Assim, a utilização de FBNA pode ter reflexo na redução do tempo de perfuração e, conseqüentemente, no risco de acidentes ambientais e no tempo de exposição dos trabalhadores a riscos ocupacionais.

Por outro lado, suas principais desvantagens estão relacionadas ao custo elevado, maior toxicidade em relação aos FBA, necessidade de preparação em instalações em terra,

limitações relacionadas às suas propriedades físicas (e.g., alteração de viscosidade em baixas temperaturas) e proibição de descarte no mar.

Dessa forma, tanto os fluidos de perfuração à base água como os sintéticos apresentam vantagens e desvantagens, de modo que não existe solução única (FALCÃO, 2008). Ambos os tipos de fluidos podem ser utilizados em um mesmo poço, sendo que o uso dos FBA é mais comum nas fases iniciais. A escolha das formulações a serem utilizadas em um programa de perfuração irá depender dos requerimentos técnicos do poço, disponibilidade, fornecedor, custos, aspectos de segurança e, nas últimas décadas, aspectos ambientais e regulamentações relacionadas.

2.2.2 Tratamento de fluidos e cascalhos durante a perfuração *offshore*

Frente à necessidade de enquadramento dos cascalhos às diretrizes ambientais e ao custo dos fluidos de perfuração, faz-se necessário o tratamento de fluidos e cascalhos gerados durante a perfuração de poços. A primeira etapa, conhecida como tratamento primário ou controle de sólidos, ocorre a bordo da sonda e visa à remoção de sólidos e à recuperação de fluidos de perfuração. Sistemas de tratamento secundário compostos por equipamentos adicionais podem ser incorporados ao processo com o objetivo de aumentar a recuperação de fluido e/ou auxiliar a conformidade com regulamentos ambientais mais rigorosos para o descarte no mar (IOGP, 2003).

Durante a perfuração, após a instalação do *riser*, o fluido retorna para a plataforma junto com os cascalhos e é direcionado para o sistema de separação de sólidos, cujo principal objetivo é a separação do FBNA dos cascalhos visando sua reutilização. Para que um fluido seja reutilizado é necessária a eliminação de sólidos e gases que se incorporam a ele durante a perfuração e a adição de produtos químicos para ajuste de suas propriedades. Se o fluido não puder mais ser reutilizado, o mesmo deverá receber tratamento ou destinação adequada em terra.

Em geral, o sistema de separação de sólidos é composto por diferentes equipamentos em série, de modo que cada etapa de processamento é dependente do desempenho da etapa anterior. Seus principais equipamentos são: peneiras vibratórias, desgaseificador, desareiator, dessiltador, *mudcleaner* e centrífuga. Cabe pontuar, que nem sempre todos os equipamentos desse sistema serão utilizados, havendo diferentes configurações possíveis. A **Figura 2.4** apresenta um exemplo de sistema de controle de sólidos.

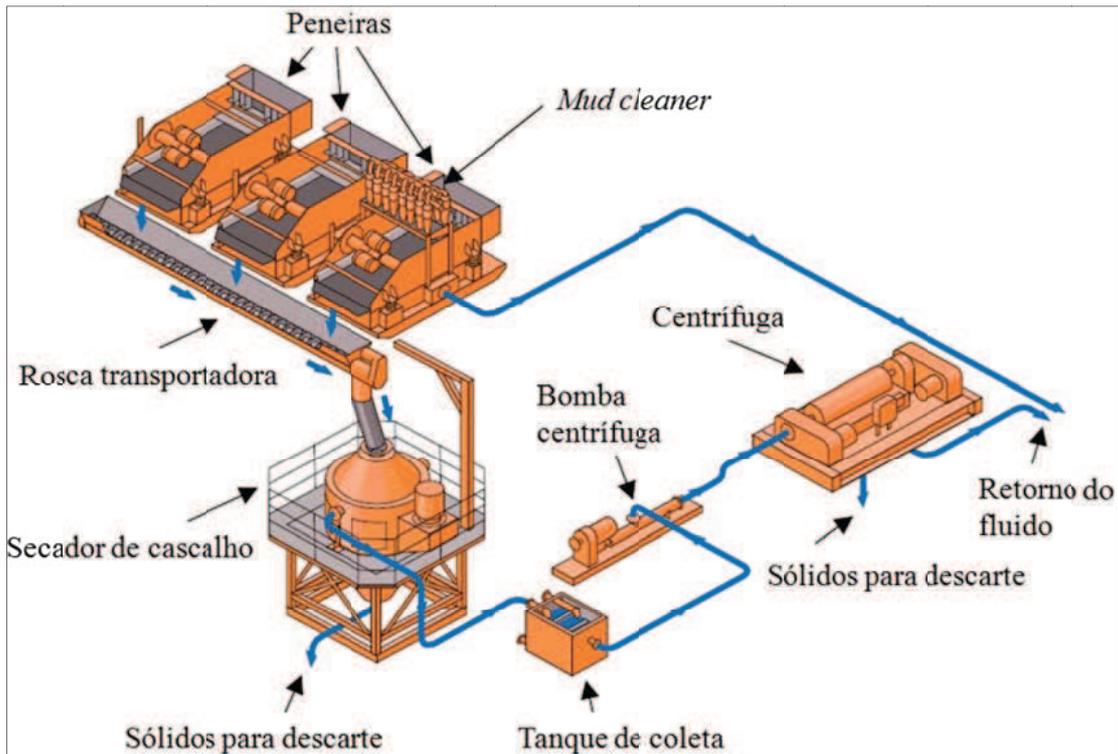


Figura 2.4: Sistema de controle de sólidos e sistema secador de cascalho.
Fonte: Adaptado de IOGP (2003).

O processo é iniciado a partir do retorno do fluido de perfuração a ser tratado, por meio do anular entre a coluna de perfuração e as paredes do poço, trazendo consigo os cascalhos gerados. Essa mistura segue para um sistema composto por peneiras vibratórias com telas especificadas conforme a formação perfurada e vazão de fluido utilizada. As peneiras permitem a separação de até 90% dos sólidos mais grosseiros incorporados ao fluido

Se o fluido que retornou do poço contiver gás, ele é encaminhado para um degaseificador, equipamento utilizado para a remoção de gases que tenham sido incorporados ao fluido durante a perfuração, visto que a presença desses contaminantes pode trazer riscos à operação.

Em seguida, o fluido que passou pelas telas das peneiras segue para um conjunto de dois a quatro hidrociclones de 8” a 20”, que aceleram a decantação das partículas sólidas por ação de força centrífuga, especialmente areias, conhecidos como desareidores. Na sequência, o fluido é transferido para um conjunto de 8 a 12 hidrociclones de 4” a 5” que possuem a função de descartar partículas de dimensões equivalentes ao silte, denominados dessiltadores. O *mudcleaner*, equipamento seguinte, é um dessiltador com uma peneira que permite a recuperação de partículas que podem ser utilizadas como aditivos, reduzindo gastos no acondicionamento dos fluidos tratados (THOMAS, 2004).

O transporte do cascalho das peneiras até as centrífugas pode variar e depende, principalmente, do espaço disponível. Em geral, faz-se uso de rosca transportadora (“rosca sem-fim”) ou bomba de deslocamento positivo, de modo a evitar a redução do tamanho do cascalho durante o seu percurso.

Os métodos de tratamento secundários mais comuns são o sistema secador de cascalhos (SSC) e a dessorção térmica. Alternativas estão sendo desenvolvidas, como o tratamento por micro-ondas, porém, ainda não estão disponíveis em escala comercial (STANTEC, 2009). No caso do SSC, largamente utilizado para tratamento secundário quando se utiliza FBNA, os sólidos removidos são encaminhados para o secador de cascalho (Figura 2.5), um tipo de centrífuga vertical ou horizontal que reduz o conteúdo de base orgânica ao expor os cascalhos a altas forças centrífugas. Esse equipamento é fundamental para a adequação dos resíduos às regulamentações de descarte e para a recuperação máxima do fluido de perfuração, especialmente em atividades *offshore* (IOGP, 2003; PEREIRA, 2013).

No secador vertical, o resíduo é inserido por uma entrada superior e segue para um tronco cônico com rotativo com aletas raspadoras. O resíduo sofre força centrífuga e segue para telas de 10 a 30 *mesh*, que retêm os sólidos mais grosseiros. Quando o regime estacionário é atingido, forma-se uma torta sobre a tela, retendo partículas de menor diâmetro. Por isso, o SSC deve operar em sistema fechado até a formação da torta (PEREIRA, 2013).

Após a centrifugação, os sólidos são retirados pela ação de raspadores e força gravitacional, seguindo para descarte no mar ou outra destinação final adequada caso estejam contaminados. Por sua vez, o fluido é bombeado para uma centrífuga horizontal, onde ocorre a remoção de partículas que não tenham sido retiradas nos equipamentos anteriores, reduzindo a densidade e/ou teor de sólidos do fluido e permitindo sua posterior reincorporação ao sistema de circulação da sonda.

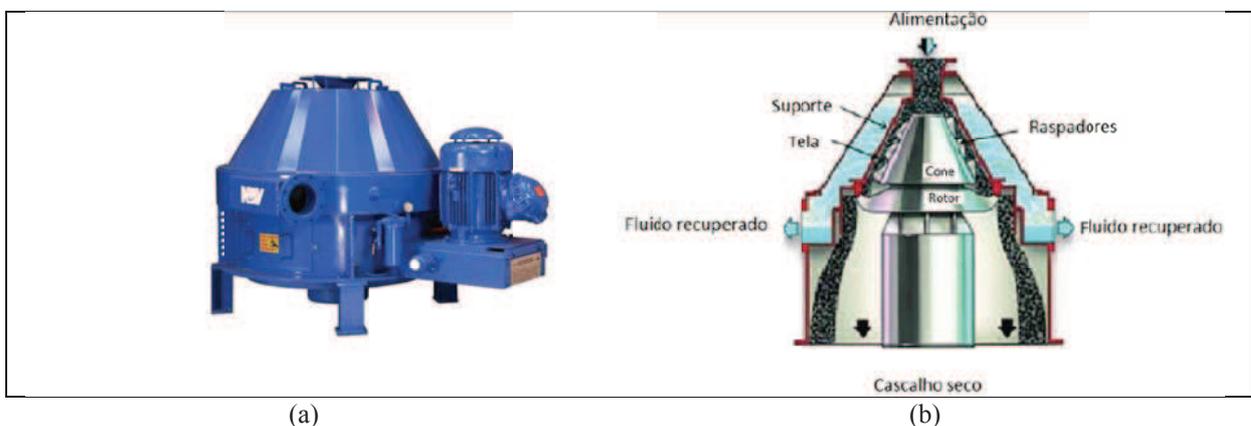


Figura 2.5: Secador de cascalho.

Fontes: (a) NOV (2015); (b) Pereira (2013).

2.3 CASCALHOS DE PERFURAÇÃO

Um dos principais resíduos da atividade de perfuração de poços de petróleo e gás são os cascalhos de perfuração (CP), caracterizados por fragmentos de rocha gerados durante a perfuração dos poços e que possuem fluido de perfuração aderido (**Figura 2.6**), podendo conter fragmentos de cimento curado a depender da fase da perfuração. O gerenciamento dos CP representa um problema na indústria petrolífera, tanto por causa das quantidades geradas, quanto pela presença de contaminantes (LEONARD e STEGEMANN, 2010). Isso porque, apesar de conterem materiais potencialmente reutilizáveis (ABBE *et al.*, 2011), esses resíduos podem estar contaminados por substâncias adicionadas aos fluidos de perfuração ou provenientes da formação geológica perfurada, tais como hidrocarbonetos, sais solúveis em água e metais pesados, requerendo soluções adequadas a fim de se evitar ou minimizar possíveis impactos ambientais associados à sua destinação final.

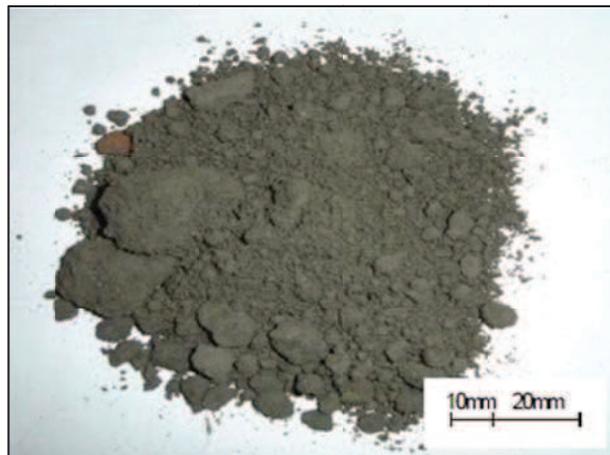


Figura 2.6: Amostra de cascalho de perfuração.
Fonte: Santos (2010).

2.3.1 Geração

Os cascalhos de perfuração são gerados em todas as fases de perfuração de um poço, como resultado da ação da broca e dos jatos de fluido sobre as rochas da formação perfurada.

O volume de cascalho gerado por poço é variável, dependendo de sua profundidade, diâmetro, características geológicas das formações e tipo de fluido utilizado. Em teoria, esse volume seria equivalente ao volume do cilindro perfurado, ou volume nominal do poço. Porém, na prática, para se estimar o total de cascalhos a ser gerado durante uma perfuração é usual a utilização de um coeficiente que considera eventuais desabamentos das formações

para dentro do poço. O material em excesso proveniente do poço devido à sua instabilidade é denominado *washout* e pode apresentar diferentes valores, em geral variando de 0 (zero) a 30% (USEPA, 2000; PIVEL *et al.*, 1999).

As estimativas de geração de cascalho são variáveis, sendo que as maiores quantidades são geradas durante a perfuração das primeiras fases dos poços, devido ao maior diâmetro nessas fases (IOGP, 2003). Para os poços da Bacia de Campos, Schaffel (2002) reporta uma geração entre 1,2 e 1,6 barris (0,19 a 0,25m³) de cascalho por metro perfurado. Fialho (2012), a partir de dados de perfurações terrestres obtidos para o ano de 2010 no Estado do Espírito Santo, apresenta a geração média de 0,13m³ de cascalho por metro perfurado. Ambas as estimativas estão dentro do intervalo de 0,2 a 2 barris (0,03 a 0,32m³) de cascalho gerado por metro perfurado, informado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000a).

Em termos de massa, Page *et al.* (2003) estimaram a geração de 50.000 a 80.000 toneladas em peso úmido de cascalhos oleosos por ano na plataforma continental do Reino Unido. Já para os Estados Unidos, dados do *American Petroleum Institute* (API) reportam uma geração de CP de aproximadamente 14,7 x 10⁶ t/ano (API, 2000). Para o Brasil, as estimativas são apresentadas em estudos isolados, sendo reportada, por exemplo, a geração de cerca de 80.000 toneladas de cascalho por ano apenas na região da Bahia (PETROBRAS, 2009 *apud* FIALHO, 2012).

2.3.2 Características físico-químicas

Os cascalhos de perfuração são resíduos heterogêneos, de aspecto granular, com tamanhos e texturas diferentes, podendo apresentar uma mistura complexa de minerais em sua composição, além de eventuais contaminantes. Ainda que seja reportada a possibilidade de haver semelhança entre cascalhos obtidos dentro de mesmas regiões geográficas, sua variabilidade resulta em uma ausência de dados para uma caracterização precisa destes materiais (ABBE *et al.*, 2011; PAGE *et al.*, 2003). Parâmetros como o tipo de formação perfurada, sistema de fluido utilizado, tipo de broca e velocidade de perfuração influenciam as características dos CP gerados.

Dados relacionados às características físicas e composição química dos cascalhos são limitados, especialmente para os resíduos de atividades *offshore*. Dentre os estudos disponíveis, boa parte utiliza dados obtidos a partir de amostras pontuais, na porção superficial ou a pequenas profundidades em pilhas formadas pelo descarte de cascalho no

mar. Análises em amostras de calha também podem ser úteis para a obtenção de informações sobre a composição dos cascalhos.

Dentre os fatores que influenciam as características do cascalho, pode-se destacar: velocidade de perfuração; diâmetro do poço; tipo de formação perfurada; e peso do fluido. A variação desses parâmetros influencia características físicas como granulometria e densidade, com impacto sobre a eficiência dos equipamentos do sistema de controle de sólidos e SSC. Por exemplo, poços em fases de maior diâmetro geram cascalhos de maior granulometria e, em geral, utilizam fluidos com menor peso específico, favorecendo o processo de centrifugação.

Pereira (2010) apresenta um estudo detalhado das características dos cascalhos e fluidos de perfuração (base n-parafina) a partir de amostras obtidas em perfurações terrestres no Brasil. A autora obteve um valor médio para a massa específica dos cascalhos de $2,6 \text{ g/cm}^3$, próximo ao da argila, com valores medidos variando entre $2,5$ e $2,8 \text{ g/cm}^3$. Esses valores são coerentes com os dados obtidos por Fialho (2012), onde a massa específica de cascalhos amostrados em um poço *onshore* no estado do Espírito Santo apresentou massa específica de $2,58 \text{ g/cm}^3$ (fase 1) e $2,67 \text{ g/cm}^3$ (fase 3), e Page *et al.* (2003), que reportam uma variação de $2,2$ a $2,7 \text{ g/cm}^3$ para a densidade de cascalhos tratados, com valor típico de $2,4 \text{ g/cm}^3$.

De modo geral, os CPs tendem a ter forma angular e granulometria variando de cascalhos a argilas, conforme as condições de operação. Pereira (2010) obteve uma variação dos diâmetros dos sólidos de perfuração de $0,2$ a $300 \mu\text{m}$, sendo indicados dois diâmetros médios, de aproximadamente 10 e $100 \mu\text{m}$. Medeiros (2010), por sua vez, obteve um diâmetro médio de $66,83 \mu\text{m}$, com partículas variando de $0,4$ a $700 \mu\text{m}$. Já McFarlene e Nguyen (1991), citados por Page *et al.* (2003), reportaram uma variação de $10 \mu\text{m}$ a $10\text{-}20\text{mm}$ para o diâmetro de cascalhos gerados no Mar do Norte.

A Tabela 2.2 apresenta algumas distribuições granulométricas reportadas em estudos sobre CP. Pode-se observar que, do ponto de vista geotécnico, os cascalhos não deveriam receber essa denominação, visto que apresentam diferentes frações granulométricas.

Quanto à presença de contaminantes, os CPs contêm sais oriundos tanto da formação geológica perfurada, quanto do fluido de perfuração, devido à adição de sais inorgânicos para prevenir a migração de sais da rocha exposta para o poço, bem como o inchamento e hidratação das argilas. Esses sais são variados, tais como cloreto de sódio, cloreto de cálcio, cloreto de potássio e cloreto de magnésio.

Tabela 2.2: Distribuição granulométrica de cascalhos de perfuração.

Classes (%)	Medeiros (2010)	Fialho (2012)	Pires (2009)
Argila	6,78	30	25,5
Silte	40,87	40	45,2
Areia	52,35	30	27,2
Cascalho	N.R.	N.R.	2,2

Nota: N.R. – Não reportado no estudo de referência.

Uma vez que camadas de sal são atravessadas durante a perfuração de poços nessa região, é esperado que parte dos cascalhos gerados apresente alto teor de sais oriundos das formações geológicas. Devido às suas características, os cascalhos das camadas de sal podem ocasionar problemas operacionais no sistema de controle de sólidos como, por exemplo, o tamponamento das telas das peneiras vibratórias, com risco de transbordamento do fluido e redução da eficiência do sistema de controle de sólidos.

Outro contaminante importante são os metais, oriundos, principalmente, de impurezas presentes na barita (sulfato de bário) e da rocha perfurada. A barita é bastante utilizada na formulação dos fluidos de perfuração, com a finalidade de aumentar a densidade do mesmo, o que é importante para evitar o colapso das paredes do poço. Dentre os metais encontrados em amostras destacam-se o arsênio, bário, cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês, mercúrio, níquel, chumbo, selênio, estanho, vanádio e zinco (CORDAH RESERARCH, 1999 *apud* PAGE *et al.* 2003). Há que se considerar, porém, que esses metais podem ter ocorrência natural na formação geológica perfurada, refletindo na composição química dos cascalhos. Os sulfatos também estão presentes nos cascalhos de perfuração, especialmente na forma de barita (sulfato de bário).

Adicionalmente, os CPs podem apresentar presença de hidrocarbonetos, sejam oriundos do reservatório perfurado, sejam da base utilizada no sistema de fluido.

Por fim, os cascalhos gerados durante as perfurações podem conter materiais radioativos de ocorrência natural, ou NORM (*Naturally Occuring Radioactive Materials*), os quais podem ser perigosos. Todavia, esses compostos não estão incluídos no escopo desta dissertação, não sendo aqui discutidos.

A Tabela 2.3 sintetiza o resultado obtido em alguns estudos que analisaram cascalhos de perfuração em relação a composição química, especialmente óxidos e metais pesados, reforçando a variabilidade inerente a este resíduo.

Tabela 2.3: Composição química de cascalhos de perfuração.

Referência	Abbe <i>et al.</i> (2009)*	Fialho (2012)	Leonard e Stegemann (2010)	Medeiros (2010)	Page <i>et al.</i> (2003)	Pires (2009)
Local	Mar do Norte	Espírito Santo	Perfuração <i>onshore</i> (local não informado)	Rio Grande do Norte	Mar do Norte	Recôncavo Baiano
Compostos (% em peso)						
SiO ₂	47,60	9,13	60,4	36,5	44,43	49,0
Al ₂ O ₃	13,54	2,36	10,4	11,5	12,54	24,3
Fe ₂ O ₃	6,34	1,04	4,9	4,5	6,53	6,1
MgO	2,31	1,19	2,0	N.R.	1,59	N.R.
CaO	2,78	52,25	2,5	35,3	2,53	6,3
BaO	11,39	N.R.	N.R.	N.R.	6,49	7,7
Na ₂ O	1,17	N.R.	2,4	-	1,12	N.R.
K ₂ O	2,33	1,5	1,7	2,7	2,01	3,0
TiO ₂	0,65	-	0,6	0,81	0,61	-
P ₂ O ₅	0,10	N.R.	0,1	N.R.	0,16	N.R.
MnO	0,17	N.R.	0,06	0,09	0,22	-
SrO	N.R.	0,04	N.R.	N.R.	0,14	0,2
Cl	N.R.	N.R.	6,36 (ppm)	N.R.	0,67	0,4
Metais pesados – concentração (ppm)						
As	11,8	N.R.	5	N.R.	N.R.	N.R.
Ba	N.R.	N.R.	51.500	N.R.	N.R.	N.R.
Cd	0,30	N.R.	21	N.R.	N.R.	N.R.
Cr	116,0	N.R.	106	N.R.	N.R.	N.R.
Cu	32,9	N.R.	44	0,02	N.R.	N.R.
Mn	N.R.	N.R.	345	0,11	N.R.	N.R.
Ni	65,00	N.R.	38	N.R.	N.R.	N.R.
Pb	11,20	N.R.	150	N.R.	N.R.	N.R.
Sr	N.R.	N.R.	930	N.R.	N.R.	N.R.
V	N.R.	N.R.	108	N.R.	N.R.	N.R.
Zn	125,00	N.R.	82	0,03	N.R.	N.R.

Nota: N.R. – Não reportado no estudo de referência. *Citado por Abbe *et al.* (2011).

2.3.3 Classificação conforme norma ABNT NBR 10.004:2004

A classificação dos resíduos de fluidos e CPs deve observar a norma ABNT NBR 10004:2004 “Resíduos Sólidos – Classificação”, tanto para a definição de sua destinação final, quanto na identificação das normas a serem seguidas para seu armazenamento e transporte.

Essa classificação considera a identificação do processo ou atividade que deu origem aos resíduos, seus constituintes e características, bem como a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto ao meio ambiente e à saúde humana são conhecidos (ABNT, 2004).

Os resíduos podem ser classificados em dois grupos: i) Classe I – Perigosos: apresentam periculosidade ou características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e/ou patogenicidade, conforme definido na norma; e ii) Classe II – Não perigosos. Os resíduos não perigosos são subdivididos em dois tipos, os Classe II A – não inertes, que podem ter propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, e os Classe II B – inertes.

Ao analisar cascalhos impregnados com fluidos não aquosos de base sintética, oriundos de atividades *offshore*, Borges (2006) obteve resultados que os classificam como resíduos de Classe II-A, ou seja, não perigosos e não-inertes. A mesma classificação foi obtida nos estudos de Fialho (2012).

2.4 ASPECTOS REGULATÓRIOS

A indústria petrolífera possui diversas legislações e regulamentos aplicáveis a seus processos, os quais têm se tornado mais detalhados e rigorosos com o passar dos anos considerando questões ambientais, econômicas e o desenvolvimento de novas tecnologias.

Neste item, são discutidos aspectos regulatórios associados à gestão de CP, com foco sobre regulamentos aplicáveis ao descarte de cascalhos e fluidos de perfuração no mar, visto ser esta a principal destinação utilizada no Brasil em atividades *offshore*. Cabe ressaltar, que as demais alternativas de destinação e tratamento também podem ter legislações associadas, sendo estas específicas ou não para as atividades de E&P.

No âmbito internacional, não existe uma regra única para a gestão dos cascalhos associados a FBNA. A maior parte dos países com atividades de E&P *offshore* tem regulamentações rigorosas para a proteção do ambiente marinho frente de danos pelo descarte de cascalho (IOGP, 2016). No entanto, alguns países ainda não possuem regulamentação formal para o descarte desses cascalhos e, mesmo naqueles com regulamentação específica as exigências são variáveis.

De modo geral, o descarte de FBNA a granel é proibido em todos os países produtores de petróleo, havendo proibição ou estabelecimento de restrições severas para o descarte de CPs associados a fluidos base óleo, as quais, na prática, acabam proibindo o descarte desses

resíduos. No caso de fluidos de base sintética, as exigências são variáveis e, se atendidas, permitem o descarte dos CPs associados no mar.

Por outro lado, as exigências para o descarte de FBA e CPs associados, apesar de variáveis, normalmente são relacionadas a testes prévios à utilização do fluido ou descarte do cascalho, de modo que seu lançamento no mar geralmente é permitido mediante o atendimento de exigências relacionadas à ecotoxicidade, à biodegradabilidade e à concentração de metais pesados.

A seguir, são apresentadas considerações sobre os aspectos regulatórios aplicáveis ao uso de FBNA e descarte dos CPs associados no mar. A título de exemplificação foram selecionados regulamentos dos Estados Unidos (baseado no conceito *Best Available Technology* – BAT), Noruega (baseado nas diretrizes da OSPAR) e Brasil.

- **Estados Unidos**

Nos Estados Unidos, o *Clean Water Act* proíbe o descarte de poluentes em águas norte-americanas a partir de atividades petrolíferas ou de outras fontes, a menos que estejam em conformidade com regulamentos específicos. Essa legislação também autoriza a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency* – USEPA) a regular as descargas das indústrias por meio de licenças emitidas no âmbito do *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES) (USEPA, 2011).

Pelas normas federais, os resíduos gerados na indústria de E&P são classificados como “resíduos especiais” e estão isentos das regulamentações aplicáveis aos resíduos perigosos. Logo, seguem as orientações específicas definidas pela USEPA.

Essa Agência foi uma das pioneiras na utilização de regulamentos baseados no desempenho tecnológico das alternativas de tratamento e controle de resíduos e efluentes, considerando aspectos ambientais e econômicos. Em 1979, a USEPA promulgou diretrizes relacionadas ao gerenciamento de efluentes da indústria de óleo e gás (*Effluent Guidelines and Standards, Oil and Gas Extraction Point Source Category – 40 CFR Part 435*), complementadas em 1993, 1996 e 2001. Esses regulamentos visam à redução do descarte de fluidos de perfuração e outros efluentes no mar, com base em conceitos como a utilização da melhor tecnologia de controle disponível, BPT (*Best practicable control technology currently available*), e da melhor tecnologia disponível e economicamente viável (BAT)⁵.

⁵ Informações adicionais sobre a regulamentação relacionada ao descarte de fluidos e cascalhos de perfuração estabelecida pela USEPA podem ser obtidas em: <http://www.epa.gov/eg/oil-and-gas-extraction-effluent-guidelines>. Acesso em: 05 jan. 2016.

Na primeira publicação, a única limitação para atividades *offshore* era a proibição do descarte de óleo livre, determinado por meio do teste de iridescência estática (*static sheen test*) (USEPA, 1979). Em 1993, foi proposta a inclusão de critérios de toxicidade para o descarte de FBA no mar, sendo proibido o descarte de resíduos com a presença de óleo livre ou diesel, e impostas limitações quanto à toxicidade do fluido, teor de cádmio e mercúrio na barita e distância da costa.

Na década de 90, com o desenvolvimento e uso comercial de fluidos de perfuração de base sintética, a USEPA concluiu que os métodos de monitoramento do descarte utilizados à época não controlavam apropriadamente essa nova categoria de fluidos, visto serem aplicáveis a FBA. A partir de então, a agência passou a buscar métodos para controlar o descarte de cascalhos associados a fluidos de base sintética, considerando o desempenho ambiental dos produtos utilizados e incluindo análises de toxicidade, teor de HPA, taxa de biodegradabilidade e potencial de bioacumulação. Limitações adicionais passaram a ser consideradas para o descarte de cascalhos, relacionadas à toxicidade do fluido sintético no ponto de descarte e ao teor de base orgânica aderida aos CPs após tratamento. Uma particularidade que merece destaque nesta regulamentação é o fato de ser considerada a influência das condições locais, onde a atividade de perfuração está sendo desenvolvida (USEPA, 2000).

Na revisão de 2001, a USEPA promulgou o documento *Effluent Limitations Guidelines and New Source Performance Standards for Synthetic Based and Other Non-Aqueous Drilling Fluids in the Oil and Gas Extraction Point Source Category*, ampliando as diretrizes para o uso de FBNA. Assim, ainda que o descarte de FBNA a granel não seja permitido, o descarte controlado de cascalhos com fluido de base sintética (Grupo III) aderido é autorizado, desde que em áreas *offshore* a partir de três milhas da costa, exceto no Alasca, onde não há restrição quanto à distância da costa. No Golfo do México, os FBNA mais utilizados são a base de olefinas alfa lineares (LAO) e de olefinas internas (IO) (BORGES, 2006). Por isso, os descartes de IO e ésteres foram utilizados como base para a análise do potencial de bioacumulação das formulações de fluidos de perfuração (USEPA, 2000).

Caso os fluidos e CPs associados não atendam aos limites estabelecidos, devem ser destinados em terra ou reinjetados (USEPA, 2001). Vale notar, que apesar das diretrizes gerais emitidas pela USEPA, os estados norte-americanos podem definir requisitos específicos para a gestão e descarte de fluidos e cascalhos, a exemplo da Califórnia, onde o descarte de cascalhos com FBNA aderido é proibido. A **Tabela 2.4** apresenta uma síntese das exigências determinadas pela USEPA para gestão desses resíduos.

Tabela 2.4: Síntese das exigências relacionadas ao descarte no mar de fluidos e cascalhos de perfuração em alguns países.

País/região	FBA e cascalhos com FBA aderido	Cascalhos com fluido de base sintética aderido
<p>Estados Unidos (Condições Gerais)</p>	<p>Águas costeiras (e.g., canais interiores e baías):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido, exceto no Alasca. <p>Águas <i>offshore</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Distância mínima de 3 (três) milhas da costa, exceto para o Alasca; • Toxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000\text{ppm}$ da fase de partículas em suspensão (FPS); • Concentração máxima de cádmio (3mg/kg) e mercúrio (1mg/kg) na barita; • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Ausência de óleo diesel; • Vazão de máxima de descarte = 1.000 bbl/h (aprox.159 m³); não aplicável a fluidos de perfuração descartados antes da instalação do <i>riser</i>; pode haver outras restrições em áreas de maior sensibilidade ambiental. <p>Padrões de qualidade da água no Alasca:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mercúrio: 1,8µg/L (agudo), 0,94µg/L (crônico), 0,051µg/L (saúde humana); • Cádmio: 40µg/L (agudo), 8,8 µg/L (crônico); • Hidrocarbonetos Aromáticos Totais: 10µg/L; • Hidrocarbonetos Aquosos Totais: 15µg/L. 	<p>Águas costeiras:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido, exceto em Cook Inlet, Alasca, observando-se as exigências para águas <i>offshore</i>. <p>Águas <i>offshore</i>:</p> <p>Limitações de estoque (Olefina interna C₁₆-C₁₈, éster C₁₂-C₁₄ ou C₈):</p> <ul style="list-style-type: none"> • HPA máximo = 10ppm; • Concentração máxima de cádmio (3mg/kg) e mercúrio (1mg/kg) na barita; • Toxicidade em sedimentos no fluido base deve ser igual ou menor que a das OI C₁₆-C₁₈ ou ésteres (razão $\leq 1,0$), a partir de teste de 10 dias e CL₅₀ com <i>Leptocheirus plumulosus</i>; • Potencial de biodegradabilidade no fluido base igual ou maior que a das OI C₁₆-C₁₈ ou ésteres (método anaeróbico 275 dias); <p>Limitações de descarte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Ausência de óleo da formação (<i>Reverse Phase Extraction – RPE</i>); • Toxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000\text{ppm}$ da FPS; • Toxicidade em sedimentos dos fluidos de perfuração retirados dos cascalhos nos equipamentos do sistema de controle de sólidos deve ser igual ou menor que a das OI C₁₆-C₁₈ ou ésteres (Razão $\leq 1,0$), a partir de teste de 4 dias e CL₅₀; • Teor de base orgânica aderida aos cascalhos úmidos limitado a 6,9% em massa, sobre a média ponderada de todas as fases perfuradas com FBNA, desde que atendidas as limitações de estoque definidas na regulamentação. Para ésteres C₁₂-C₁₄ e C₈, o limite é de 9,4%; • O descarte não é permitido em Cook Inlet, Alasca. Caso existam restrições técnicas que impeçam o descarte zero, os operadores deverão observar as mesmas exigências de descarte em águas <i>offshore</i> para cascalhos com fluidos de base sintética; • O descarte de FBNA não é permitido.

Continua...

Tabela 2.4: Síntese das exigências relacionadas ao descarte no mar de fluidos e cascalhos de perfuração em alguns países (cont.).

País/região	FBA e cascalhos com FBA aderido	Cascalhos com fluido de base sintética aderido
Noruega	<p>Geral:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Testes de toxicidade, biodegradação e bioacumulação devem ser realizados em produtos químicos utilizados nas atividades <i>offshore</i>, exceto produtos classificados como “verde”⁶ na lista nacional. <p>Áreas ao sul do paralelo 68°:</p> <ul style="list-style-type: none"> • O descarte é permitido, mas deve atender a algumas limitações, como o limite 1% (em massa) de óleo retido sobre os cascalhos; • Necessária aprovação prévia para descarte de produtos químicos presentes nos fluidos de perfuração. Apenas produtos químicos classificados como “amarelo” ou “verde” são permitidos; • Não é necessária a realização de testes de toxicidade em fluidos utilizados; • Metais pesados na barita: tão baixo quanto possível. <p>Áreas ao norte do paralelo 68°:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Seguem as mesmas exigências das áreas ao sul do paralelo 68° e, adicionalmente: <ul style="list-style-type: none"> - A descarga de fluidos e cascalhos é permitida apenas para as primeiras fases do poço, antes da instalação do <i>riser</i>, se a descarga não causar impactos ambientais significantes; - Todos os outros fluidos e cascalhos devem ser reinjetados ou transportados para a costa. 	<p>Geral:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Testes de toxicidade, biodegradação e bioacumulação devem ser realizados em produtos químicos utilizados nas atividades <i>offshore</i>, exceto produtos classificados como “verde” na lista nacional; • O uso de FBNA nas fases prévias à instalação do <i>riser</i> é proibido, exceto em casos com risco geológico ou de segurança; • O descarte de FBNA não é permitido, sendo necessária licença para uso de produtos químicos nos fluidos de perfuração. <p>Áreas ao sul do paralelo 68°:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido se o conteúdo de base óleo aderido aos cascalhos > 1%; • O descarte no mar de fluidos de base sintética é autorizado em circunstâncias excepcionais e com base nos conceitos de BAT e BET (<i>Best Environmental Practice</i>). <p>Áreas ao norte do paralelo 68°:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido. <p>Obs.: As autorizações de descarte são analisadas caso a caso pela autoridade nacional competente.</p>

Continua...

⁶ Produtos químicos na lista da Noruega classificados como “verde” são aqueles que possuem pequeno ou nenhum risco para o ambiente marinho (*Pose Little or No Risk – PLONOR*), conforme a Convenção para a Proteção do Ambiente Marinho do Atlântico Nordeste.

Tabela 2.4: Síntese das exigências relacionadas ao descarte no mar de fluidos e cascalhos de perfuração em alguns países (cont.).

País/região	FBA e cascalhos com FBA aderido	Cascalhos com fluido de base sintética aderido
Brasil*	<p>Águas com lâmina d'água <60m e áreas consideradas ambientalmente sensíveis:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido. A depender da área, pode ser permitido o descarte das fases sem retorno (prévias à instalação do riser). <p>Águas com lâmina d'água > 60m:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aprovação prévia das formulações dos FBA; • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Ausência de óleo da formação no FBA; • Testes de toxicidade aguda e crônica dos fluidos de perfuração (antes da perfuração e ao fim de cada fase com retorno); • Avaliação da granulometria dos cascalhos descartados nas fases com retorno; • Análise de propriedades físico-químicas dos fluidos a serem utilizados (densidade, salinidade, pH, temperatura e metais). 	<p>Águas com lâmina d'água <60m e áreas consideradas ambientalmente sensíveis:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Descarte proibido. A depender da área, pode ser permitido o descarte das fases sem retorno (prévias à instalação do riser); <p>Águas com lâmina d'água > 60m:</p> <ul style="list-style-type: none"> • O descarte de FBNA não é permitido; • Aprovação prévia das formulações dos FBNA; • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Ausência de óleo da formação no FBNA; • Testes de toxicidade aguda e crônica dos fluidos de perfuração utilizados; • Retenção máxima de base orgânica nos cascalhos úmidos limitada a 6,9% em massa, sobre a média ponderada de todas as fases perfuradas com FBNA. Para ésteres e acetais o limite é de 9,4%; • Análise de propriedades físico-químicas dos fluidos a serem utilizados (densidade, salinidade, temperatura e metais) e cascalhos descartados (metais); • Avaliação da granulometria dos cascalhos descartados; • Avaliação da concentração de HPA na base orgânica.
Brasil – Novo modelo proposto	<p>Controle de estoque:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Baritina: <ul style="list-style-type: none"> - Concentração máxima de cádmio (3mg/kg) e mercúrio (1mg/kg) na baritina; - Metais (Al, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Si, V e Zn). • HPA máximo = 10ppm; • Ecotoxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000ppm$ da FPS. <p>Controle do descarte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Ecotoxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000ppm$ da FPS; • HPA máximo = 10ppm; • Análise de propriedades físico-químicas dos fluidos e cascalhos descartados (densidade, salinidade, pH, temperatura e metais); • Vazão de máxima de descarte = 1.000 bbl/h (aprox. 159 m³). 	<p>Controle de estoque**:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Baritina: <ul style="list-style-type: none"> - Concentração Max. de cádmio (3mg/kg) e mercúrio (1mg/kg) na baritina; - Metais (Al, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Si, V e Zn). • Base orgânica: <ul style="list-style-type: none"> - HPA máximo = 10ppm; - Avaliação do potencial de bioacumulação (sem limite estabelecido); - Ecotoxicidade em sedimento marinho (10 dias) igual ou menos tóxico que o padrão de OI C₁₆-C₁₈ (conforme definido pela USEPA); - Potencial de biodegradabilidade igual ou maior que a das OI C₁₆-C₁₈ (método anaeróbico 275 dias). • Produtos componentes: <ul style="list-style-type: none"> - Fica proibido o uso de produtos restritos por legislação, óleo diesel, lignosulfonato de cromo, lignosulfonato de ferrocromo, ligas de ferrocromo e brometo de zinco (ZnBr₂). • Ecotoxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000ppm$ da FPS.

Continua...

Tabela 2.4: Síntese das exigências relacionadas ao descarte no mar de fluidos e cascalhos de perfuração em alguns países (cont.)

País/região	FBA e cascalhos com FBA aderido	Cascalhos com fluido de base sintética aderido
Brasil – Novo modelo proposto		Controle do descarte: <ul style="list-style-type: none"> • O descarte de FBNA não é permitido; • Ausência de óleo livre (<i>sheen test</i>); • Durante a perfuração de rocha reservatório o descarte só será permitido se o teste de RPE indicar que o FBNA apresenta contaminação por óleo < 1%; • HPA máximo = 10ppm; • Avaliação do potencial de biodegradabilidade da base orgânica; • Ecotoxicidade aguda $CL_{50-96h} \geq 30.000ppm$ da FPS; • Ecotoxicidade em sedimento marinho (10 dias) de cada lote de base orgânica dos FBNA deve ser igual ou menos tóxico que o padrão de OI C₁₆-C₁₈ (conforme USEPA); • Ecotoxicidade em sedimento marinho (4 dias) deve ser igual ou menos tóxico que o padrão das OI C₁₆-C₁₈ (conforme USEPA); • Teor de base orgânica aderida aos cascalhos úmidos limitada a 6,9% em massa para bases hidrocarbônicas e de até 9,4% para ésteres, éteres e acetais; média ponderada de todas as fases perfuradas com FBNA; • Análise de propriedades físico-químicas dos fluidos (densidade, salinidade, temperatura e metais) e cascalhos descartados (metais).

* Como não há uma legislação específica, os parâmetros apresentados são baseados em processos de licenciamento de atividades de perfuração de poços conduzidos pelo IBAMA, podendo haver variações entre diferentes processos de licenciamento.

** O não atendimento a um ou mais dos requisitos associados às bases orgânicas (HPA, ecotoxicidade em sedimento, potencial de bioacumulação e de biodegradabilidade) não impede o uso de uma base, porém, limita o descarte no mar dos cascalhos associados a FBNA preparado com essa base orgânica.

Fontes: IBAMA (2014); OSPAR (2000); STANTEC (2009); USEPA (1993); USEPA (2001); USEPA (2011).

Cabe destacar, que antes da promulgação das diretrizes de 2001, a USEPA analisou a possibilidade de instituir a prática de “descarte zero” para cascalhos com FBNA aderido. No entanto, a adoção dessa prática poderia favorecer a utilização de fluidos a base de óleo diesel e de água, por serem mais baratos, o que poderia resultar em um aumento da toxicidade dos resíduos no caso dos primeiros, ou no volume de CPs descartados e impactos associados à qualidade da água no caso dos FBA. Ademais, estudos do fundo marinho indicaram que os componentes dos fluidos e tecnologias disponíveis para tratamento do CP limitavam os impactos ao ambiente marinho (IOGP, 2016; USEPA, 2000).

- **Noruega**

Na Noruega, as regulamentações vinculadas ao *Pollution Control Act* exigem que as atividades petrolíferas sejam desenvolvidas com o menor risco possível de poluição. Com esse objetivo, no final da década de 90, o país introduziu uma meta de “descarte zero” para atividades petrolíferas. Alguns anos depois, essa meta foi refinada para significar o descarte zero de substâncias ambientalmente perigosas, utilizando-se a melhor alternativa disponível (conceito BAT) e seguindo o princípio da precaução. Tal mudança reflete o entendimento à época, onde uma interpretação literal do conceito de descarte zero não era economicamente viável nem ambientalmente benéfica (USEPA, 2011).

Dessa forma, instituiu-se nas atividades de perfuração o descarte zero de todas as substâncias químicas adicionadas classificadas nas categorias “vermelha” ou “preta” do sistema nacional, bem como de compostos naturais classificados como “amarelo” ou “verde”, com base na análise de riscos ao meio ambiente. Substâncias classificadas como “vermelha” podem ser descartadas apenas nos casos em que o operador demonstre que não há outra opção viável e que existe uma pesquisa em andamento para eventual substituição (USEPA, 2011).

Como país membro da OSPAR (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*), as atividades de E&P da Noruega seguem condições gerais firmadas em 1994 por esta Comissão, que definem parâmetros para o uso e descarte de fluidos de perfuração. O descarte de CPs associados a FBNA dos Grupos I e II foi proibido no final da década de 90. Posteriormente, a decisão OSPAR 2000/3 proibiu a utilização de fluidos com base de óleo diesel e o descarte de CPs contaminados com FBNA em concentrações acima de 1% em peso o que, na prática, eliminou o descarte de CPs, uma vez que poucas tecnologias atingem o limite fixado (OSPAR, 2000). Assim, a abordagem da OSPAR foca na redução das descargas na água do mar (IOGP, 2016), podendo ser considerada mais conservadora do que aquela determinada pela USEPA.

Enquanto nos Estados Unidos o fluido é testado como um todo frente à conformidade ambiental, na Noruega e demais países do Mar do Norte, cada componente individual é testado (IOGP, 2016). Quanto aos testes complementares, ao contrário da legislação norte-americana, a aprovação de produtos químicos na Noruega considera efeitos de longo prazo de componentes específicos e não a toxicidade aguda dos fluidos (USEPA, 2011). Para o descarte dos CPs no mar é necessária a realização de testes de toxicidade, biodegradabilidade e bioacumulação (STANTEC, 2009). Requisitos mais restritivos foram estabelecidos para as perfurações realizadas nas águas ao norte do paralelo 68°, no Mar de Barents e na área de Lofoten, devido à sensibilidade ambiental (Tabela 2.).

Considerando-se a tendência de maior rigidez na regulamentação ambiental, é provável que os cascalhos resultantes de perfurações com uso de FBA também tenham seu descarte proibido no futuro (PAGE *et al.*, 2003). Cabe pontuar, que após o descarte são previstos programas de monitoramento ambiental como uma medida para verificação da conformidade com as autorizações emitidas (OSPAR, 2000).

- **Brasil**

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabelece diretrizes que visam ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos gerados no Brasil. Com o objetivo de proteger a saúde pública e a qualidade ambiental, a PNRS apresenta uma ordem de prioridade de destinações finais que vai da não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, até a “disposição final ambientalmente adequada” dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Apesar da relevância do tema, a PNRS não se refere diretamente aos resíduos produzidos em atividades petrolíferas. Esses resíduos podem ser classificados como industriais, de mineração e/ou perigosos, a depender dos compostos presentes. Por isso, é prevista a elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), ao qual poderá ser acrescido um Plano de Gerenciamento de Resíduos Perigosos, a serem incluídos nos processos de licenciamento ambiental.

No caso da indústria de óleo e gás, a PNRS deve ser analisada em conjunto com a Lei nº 9.966/2000, que dispõe sobre o lançamento de óleo e outras substâncias perigosas em águas brasileiras (BRASIL, 2000). Essa lei define que a descarga de resíduos sólidos das operações de perfuração de poços petrolíferos deve ser objeto de regulamentação específica pelo órgão federal de meio ambiente, não sendo, portanto, específica quanto aos critérios de descarte de CPs e fluidos de perfuração.

No Brasil, a aprovação e supervisão das atividades de E&P é responsabilidade da ANP. Já a autorização para operação nas áreas licitadas é emitida pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), a partir da análise dos possíveis impactos ambientais, por meio de processos de licenciamento ambiental. No IBAMA, a Coordenação Geral de Licenciamento de Petróleo e Gás (CGPEG) é o órgão responsável pelo licenciamento ambiental das atividades de E&P *offshore*. Esse processo, previsto na Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº6.938/81), está regulamentado pelas Resoluções CONAMA nº 237/97, nº23/94 e nº350/04, além da Portaria MMA nº422/2011, que dispõe sobre o licenciamento ambiental federal de atividades e empreendimentos de E&P *offshore* e em zona de transição terra-mar.

Em 2011, o IBAMA elaborou a Nota Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA nº 01/11, aplicável aos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos de E&P *offshore*, que estabelece diretrizes para o gerenciamento de resíduos, incluindo sua disposição em terra, o descarte de rejeitos para o mar e emissões atmosféricas. No entanto, o descarte de fluidos de perfuração e CPs não foi abordado nesta Nota Técnica, sendo prevista a emissão de outro instrumento regulador específico para o tema (IBAMA, 2011).

Uma vez que a Lei nº 9966/2000 ainda não foi regulamentada no que se refere ao descarte de fluidos e cascalhos de perfuração, o IBAMA é obrigado a realizar o licenciamento ambiental com base nas chamadas “boas práticas”, inserindo nos Termos de Referência que irão subsidiar os empreendedores na elaboração dos estudos ambientais diretrizes e métodos analíticos (SCHAFFEL, 2002).

Portanto, não há uma legislação específica que regule a utilização e descarte de fluidos e CPs em atividades *offshore* no Brasil. Schaffel (2002) sugere alguns parâmetros a serem considerados para a definição de uma regulamentação específica, tais como a sensibilidade ambiental da área analisada, distância da costa, lâmina d'água, base do fluido e eficiência do sistema de controle de sólidos. A partir daí, poderia ser definida uma padronização para o tipo de descarte e para o controle do mesmo, considerando a definição de um percentual máximo de fluido de perfuração aderido aos cascalhos e a padronização dos procedimentos dos testes de toxicidade, biodegradação e bioacumulação para fluidos de base sintética em relação ao método e limites permitidos.

Mesmo sem uma regulamentação específica, quando comparados aos requisitos determinados pelos principais órgãos ambientais internacionais, os requisitos estabelecidos pelo IBAMA no âmbito do licenciamento ambiental são restritivos e garantem a adoção de medidas preventivas em relação à proteção ambiental (CANTARINO, 2001 *apud* BORGES,

2006). Os estudos ambientais também buscam avaliar os impactos ambientais que podem estar associados à atividade de perfuração, subsidiando as análises para concessão das licenças ambientais.

Inicialmente, o modelo de gestão era baseado na aprovação prévia de formulações e ensaios de ecotoxicidade e biodegradação, associados ao monitoramento do uso de fluidos e descarte de cascalhos. A partir de 2013, o modelo de gestão de cascalhos e fluidos de perfuração em operações *offshore* passou a ser revisto com base em práticas adotadas em outras regiões do mundo, especialmente nos Estados Unidos, como será apresentado no próximo item deste trabalho.

Em regra, o descarte no mar dos fluidos de perfuração está relacionado à sua base contínua (água, óleo ou sintética), às suas características químicas e à profundidade da coluna d'água. No Brasil, não é permitido o descarte de fluidos a base de óleo, havendo limites para o descarte dos fluidos sintéticos aderidos ao CP. Em muitos casos é permitido o descarte de CP diretamente no mar desde que em conformidade com os limites estabelecidos quanto ao teor de base orgânica do FBNA aderido em peso de CP úmido (Tabela).

Durante o processo de licenciamento também são solicitados laudos de testes de toxicidade aguda (com o misidáceo *Mysidopsis juniae*) e crônica (com o ouriço do mar *Lytechinus variegatus*), composição dos sistemas de fluidos previstos para as diferentes fases do poço, análise de impactos ambientais, estimativa da quantidade de cascalho a ser gerada e modelagem de dispersão de CPs no ambiente marinho. Como medida mitigadora de potenciais impactos ambientais, são solicitados projetos de monitoramento ambiental associados às atividades de perfuração que incluem desde o controle do volume de fluidos e CPs descartados, até amostragens no sedimento.

Essas solicitações podem ser feitas a cada novo processo de licenciamento, ou por meio de Processos Administrativos únicos, onde a avaliação de fluidos de perfuração pode ser feita para cada Operador, unificando informações de diferentes atividades, de modo a aperfeiçoar e tornar mais rápidas as análises realizadas pelo IBAMA.

Os FBA podem ser descartados, em conformidade com as diretrizes estabelecidas pelo IBAMA nos processos de licenciamento ambiental, especialmente em termos de ecotoxicidade, biodegradabilidade e bioacumulação. Quanto à lâmina d'água, o descarte de cascalhos e fluidos não é permitido em profundidades inferiores a 60 metros ou consideradas ambientalmente sensíveis pelo IBAMA.

O descarte de CPs com FBNA aderido pode ser proibido caso não atenda aos requisitos fixados pelo IBAMA. Nessas situações, os operadores deverão analisar alternativas

viáveis para a destinação adequada desses resíduos, como o transporte e disposição em aterro *onshore*, em áreas com baixa sensibilidade ou por meio de reinjeção (BORGES, 2006). A prática mais comum para atendimento ao teor de base orgânica aderida aos CPs é a utilização do sistema de controle de sólidos nas fases com retorno, comumente perfuradas com FBNA, seguido por um sistema secador de CPs, prévio ao descarte no mar.

Por fim, cabe ressaltar que a regulamentação associada às perfurações *onshore* é variável e definida por cada estado da federação. Em regra, o descarte dos cascalhos no ambiente não é permitido, sendo necessária a identificação de locais e de técnicas adequadas para o tratamento e disposição final desses resíduos.

2.4.1 Novo modelo de gestão de cascalho e fluidos de perfuração *offshore* no Brasil

Em 07 de março de 2014, o IBAMA disponibilizou para consulta pública a minuta da Nota Técnica que trata do novo modelo de gestão de fluidos e cascalhos de perfuração, fluidos complementares e pastas de cimento nos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos de E&P *offshore*, com prazo para contribuições prorrogado até o final de abril do mesmo ano (IBAMA, 2014).

O novo modelo está baseado na gestão responsável do Operador da concessão e em práticas de autorregulação em todas as fases do processo, estando fundamentado no controle das substâncias autorizadas para uso, controle da qualidade do estoque (e.g., baritina e bases orgânicas), restrições de descarte de efluentes baseada em toxicidade e presença de contaminantes a partir de avaliação feita no momento da operação e projeto de monitoramento de fluidos e cascalhos (IBAMA, 2014). Uma síntese das principais exigências das novas diretrizes é apresentada na Tabela 2.4.

A proposta prevê o término da aprovação prévia da composição dos fluidos pelo IBAMA, resultando em maior flexibilidade operacional, associado à comprovação do cumprimento das exigências por parte do Operador. Ao mesmo tempo, o modelo enfatiza os processos de controle e monitoramento, com acompanhamento próximo a ser realizado pelo órgão ambiental. As diretrizes para a gestão da operação e o cumprimento das exigências estabelecidas, incluindo os procedimentos da geração e coleta até a destinação final, deverão estar previstas no Projeto de Monitoramento de Fluidos e Cascalhos, a ser elaborado por cada Operador (IBAMA, 2014).

Além dos parâmetros a serem monitorados durante a operação, o novo modelo prevê a apresentação de informações durante o processo de licenciamento ambiental, tais como:

listagem e FISPQs (Ficha de Informação de Segurança de Produto Químico) de todos os produtos utilizados nas formulações, tipos de fluidos, gerenciamento dos fluidos e cascalhos, volumetria estimada de fluidos a serem utilizados e cascalhos gerados por fase e sistemas de filtro instalados na sonda de perfuração para evitar o descarte para o mar de produtos a granel (IBAMA, 2014).

Frente às especificidades do setor, a definição do novo regulamento está sendo realizada com a participação de empresas petrolíferas, por meio do Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás e Biocombustíveis – IBP. Atualmente, a indústria aguarda a revisão final e a emissão da Nota Técnica, sendo importante a análise crítica dos processos administrativos vigentes, e verificação dos dados científicos disponíveis e da necessidade de desenvolvimento de projetos de pesquisa.

Dentre os pontos críticos da Nota Técnica consultada, pode-se destacar a obrigatoriedade de enquadramento de resultados de testes de toxicidade e biodegradabilidade aos parâmetros definidos para fluidos de base olefina interna, o que não é atingido pelos fluidos de base parafínica, amplamente utilizados no país. Assim, novas bases precisarão ser adquiridas ou desenvolvidas, bem como estudos para a padronização de métodos analíticos precisarão ser realizados.

Além dos testes e medições solicitados na Nota Técnica é prevista a evolução do nível de controle do programa, incluindo novos ensaios ecotoxicológicos, de potencial de biodegradabilidade e de análise da concentração de HPA (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), adotados pela USEPA, com proposta de prazo para adequação. É fato que o estabelecimento de limites de toxicidade incentiva a utilização fluidos e aditivos menos tóxicos (USEPA, 2001). Entretanto, qualquer mudança de regulamentação deve ser acompanhada de uma avaliação da existência de dados científicos aplicáveis ao tema, bem como da necessidade de realização de pesquisas científicas sobre, por exemplo, a avaliação da biodegradabilidade, bioacumulação e toxicidade dos fluidos de perfuração.

2.5 PRINCIPAIS TRATAMENTOS E DESTINAÇÕES FINAIS

Na gestão de resíduos sólidos, alternativas de redução da geração devem ser priorizadas em relação a opções de descarte, devendo-se observar a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). Opções de tratamento e disposição final de resíduos sempre serão menos favoráveis, tanto por não eliminarem a liberação de materiais

poluentes para o ambiente, quanto por possuírem potencial de geração de produtos secundários perigosos, como efluentes contaminados e gases de efeito estufa.

No caso dos cascalhos contaminados com óleo, a despeito da existência de alternativas para sua minimização ou tratamento, ainda há poucas utilizações satisfatórias e comercialmente viáveis para os subprodutos e resíduos gerados nesses processos. Esse quadro resulta, principalmente, de restrições legais e da variabilidade das características físico-químicas e eventual presença de contaminantes, o que se torna um limitante, visto que a tolerância a variações nas características químicas dos CPs é o principal problema para a maioria das utilizações que podem ser dadas a esses resíduos (PAGE *et al.*, 2003). Além disso, o reaproveitamento dos CPs em soluções alternativas depende de ampla amostragem para caracterização desses resíduos (FIALHO, 2012), o que nem sempre está disponível.

Por isso, é usual que os CPs *offshore* sejam dispostos no local por meio do descarte no mar ou reinjeção (WOJTANOWICZ, 2008), sendo transportados para terra para tratamento e disposição final apenas quando necessário (IOGP, 2016). Esse quadro é reforçado pelo fato das tecnologias de tratamento de CPs contaminados com FBNA disponíveis para áreas *offshore* não permitirem o processamento de grandes volumes com uma relação custo-benefício satisfatória, o que, na prática, limita as opções (PAGE *et al.*, 2003).

A bordo das unidades de perfuração, os métodos mais comuns de tratamento secundário de cascalhos são o SSC e a dessorção térmica. O primeiro é bastante utilizado no Golfo do México e no Brasil e atinge a eficiência necessária para o descarte no mar nesses países. Porém, não alcança o limite fixado pelas OSPAR (1% de base orgânica aderida) para operações no Mar do Norte, onde é mais usual a utilização da dessorção térmica.

Ainda que não seja a alternativa ideal na hierarquia de gestão de resíduos, o tratamento dos CPs é importante ao permitir a redução do total de resíduos a ser destinado e, conseqüentemente, seu potencial de causar danos durante operações de transporte, armazenamento e disposição final, além de potencializar sua utilização em outros setores industriais.

Page *et al.* (2003) reportam o levantamento de 95 opções possíveis para a reciclagem, utilização como matéria-prima e disposição final dos CPs. Em geral, essas alternativas são desenvolvidas para atender a instrumentos regulatórios e como resposta ao aumento das restrições ambientais, não existindo uma prática padrão adotada pelos países com atividades de E&P.

As principais técnicas de tratamento e destinação final de CPs podem ser divididas em grupos como: descarte no mar, disposição final em aterro de resíduos sólidos, tecnologias de

injeção, solidificação e estabilização, tratamentos térmicos, extração supercrítica, tratamentos biológicos e incorporação como agregados para a construção civil.

Dentre as destinações alternativas, os tratamentos térmicos são os mais usuais, podendo ser classificados em duas categorias: destruição do contaminante (e.g., incineração); e remoção/recuperação do contaminante (e.g., dessorção). Nesse grupo, destacam-se a dessorção térmica, dessorção termomecânica, micro-ondas, incineração e coprocessamento (BALL *et al.*, 2012).

No entanto, apesar da utilização de tratamentos térmicos seguidos por disposição em aterro de resíduos ser comum em alguns países (ABBE *et al.*, 2011; PAGE *et al.*, 2003), outras tecnologias têm sido desenvolvidas. Parte delas está em fase de implantação, como a adição de CPs na cobertura de aterros, uso em bases de rodovias ou no coprocessamento de resíduos (PAGE *et al.*, 2003; SOUSA e MENDES, 2012), enquanto outras estão em estágio experimental, como a solubilização e estabilização e fabricação de materiais cerâmicos (LEONARD e STEGEMANN, 2010; MEDEIROS, 2010).

Os métodos biológicos, por sua vez, representam uma alternativa prática e favorável em termos de custo, mas que tendem a ser inviáveis para o tratamento de cascalhos *offshore* devido a requisitos de tempo, espaço e limitação da concentração de hidrocarbonetos no resíduo. Essas técnicas também tendem a não atingir a redução necessária de contaminantes isoladamente (BALL *et al.*, 2012).

Nesse contexto, a utilização de CPs na construção civil se destaca, especialmente com aplicações na produção de materiais cerâmicos, sub-base de pavimentação, concretos e cimento. Essas utilizações contribuem para a preservação dos recursos naturais, favorecem a redução do risco de contaminação por disposição inadequada e permitem a agregação de valor ao resíduo. No entanto, apesar de favoráveis técnica e ambientalmente, tais destinações apresentam pontos negativos associados à necessidade de tratamento prévio e de infraestrutura disponível (CAVALCANTE *et al.*, 2011; FIALHO, 2012; PAGE *et al.*, 2003).

Uma breve descrição de técnicas aplicáveis ao tratamento e disposição final de CP é apresentada a seguir. Algumas dessas alternativas apresentam elevada eficiência, enquanto outras ainda são economicamente inviáveis e/ou possuem desafios tecnológicos a serem equacionados para aplicação *offshore*. Uma descrição mais detalhada das opções selecionadas neste estudo será apresentada na próxima seção.

- Descarte qualificado no mar: trata-se da destinação final mais utilizada para os CP gerados em atividades *offshore*, com diretrizes que variam entre os países. Os principais

impactos ambientais associados a esta técnica são relacionados ao ambiente marinho, coluna d'água, sedimentos e organismos bentônicos. Em geral, o CP das fases com retorno é tratado a bordo das unidades marítimas de perfuração.

- Diques: utilizados para acumular, armazenar e, em alguns casos, dispor CPs e fluidos de perfuração em atividades *onshore* (WOJTANOWICZ, 2008). Trata-se de um método simples e de baixo custo, porém, com potencial para a geração de passivos ambientais (BALL *et al.*, 2012). Mais recentemente, os diques passaram a ser esvaziados e ter sua área recuperada. Nesse processo, os CPs são retirados e enviados para disposição em aterros de resíduos sólidos, com custos adicionais e sem reaproveitamento. Apesar de impermeabilizados, essas estruturas não possuem cobertura, acumulando água de chuva e da lavagem dos sistemas da sonda, gerando risco de redução da vida útil, transbordamento de efluentes e contaminação ambiental.

- Aterros de resíduos industriais: o destino mais comum do CP que precisa ser destinado em terra é o aterro de resíduos sólidos. Sua utilização como cobertura em aterros sanitários é citada como possível (PAGE *et al.*, 2003), mas não é usual no Brasil. A disposição em aterros de resíduos pode ter custos elevados a depender da distância entre o ponto gerador e o aterro disponível, além de não isentar o gerador de sua responsabilidade legal em relação a possíveis passivos ambientais.

- Reinjeção de CPs: os cascalhos são moídos para formação de uma pasta e injetados em uma formação subsuperficial adequada, garantindo seu isolamento e com uma camada de rochas selantes que impedem a comunicação entre o resíduo injetado e a superfície. Pode ser realizada em ambientes marítimos ou terrestres.

- Solidificação e estabilização: processo que visa fixar em uma matriz os contaminantes presentes no resíduo, melhorando seu manuseio, transporte e destinação final (SANTOS, 2010). A técnica é indicada principalmente para o tratamento de resíduos inorgânicos, não inertes e perigosos. Apesar do baixo consumo energético e reduzida emissão de gases, apresenta desvantagens relacionadas à concentração residual de compostos orgânicos, cloretos e bentonita, que podem causar efeitos negativos em materiais produzidos com o cascalho tratado (FIALHO, 2012; LEONARD e STEGEMANN, 2010). Caso os resíduos tratados

sejam aplicados sobre o solo, pode ser necessário o monitoramento de lixiviados e da água subterrânea no local de disposição. Além disso, devido às necessidades de equipamentos e espaço, este processo não é prático para utilização em locações marítimas (BALL *et al.*, 2012).

- Dessorção térmica: processo térmico que permite a remoção de óleo e água dos CPs, tendo como objetivos reduzir o conteúdo de óleo e produzir um produto seco mais fácil de ser manuseado (PAGE *et al.*, 2003). Algumas técnicas promovem o aquecimento indireto do resíduo a temperaturas controladas, permitindo a recuperação e reutilização do óleo. As correntes resultantes são água (que requer tratamento), hidrocarbonetos e sólidos, que ainda podem conter sais e metais pesados (BALL, 2012; IOGP, 2003). A água e os sólidos podem ser dispostos ou utilizados como materiais de construção civil. A depender das condições do processo, pode haver a degradação do fluido, impedindo sua reutilização (SEATON *et al.*, 2006).

- Dessorção termo-mecânica: também conhecida como TCC^{RM} (*Thermo-mechanical cuttings cleaner*) ou *hammermill system* é uma tecnologia que emprega aquecimento mecânico direto (forças de atrito) sobre os CPs, volatilizando a água e o óleo e separando a fração sólida. Isso elimina a necessidade de grandes áreas e sistemas complexos de aquecimento, permitindo a instalação de sistemas compactos a bordo das sondas de perfuração. A temperatura controlada e o curto tempo de retenção evitam a degradação térmica da base do fluido de perfuração, sendo uma vantagem em relação à dessorção térmica convencional. A técnica apresenta taxa de processamento variável conforme o tamanho do equipamento (e.g. 3t/h) e eficiente remoção de base orgânica aderida aos cascalhos, que pode alcançar menos de 0,2% (THERMTECH AS, 2010). Mesmo assim, o TCC não é tão difundido em unidades *offshore* devido ao espaço requerido a bordo, consumo de energia e limitações da taxa de processamento (IOGP, 2016).

- Micro-ondas: utiliza energia de micro-ondas diretamente sobre os materiais por meio de interações moleculares com o campo eletromagnético, ao contrário dos processos térmicos tradicionais, onde a energia é transferida por condução (BALL *et al.*, 2012). É uma tecnologia ainda em fase de desenvolvimento para o tratamento de CPs, com aplicações em escala piloto que demonstram resultados promissores na remoção de componentes oleosos (ROBINSON *et al.*, 2009).

- Coprocessamento em fornos de produção de clínquer: “técnica de utilização de resíduos sólidos industriais a partir do processamento desses como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento” (CONAMA, 1999). Após moagem, as matérias-primas são misturadas em proporções específicas e incineradas em forno rotativo a temperatura aproximada de 1450°C, quando o material precipita e se funde parcialmente, formando o clínquer a ser utilizado na fabricação de cimento (PAGE *et al.*, 2003). Os resíduos oleosos de atividades de E&P são utilizados como combustível nos fornos de cimento em vários países, porém, no caso do CP, essa alternativa é viável se o poder calorífico do resíduo for suficiente para substituir os combustíveis tradicionais. Para uso como matéria-prima, a alta especificidade do cimento é uma limitação, visto que a qualidade do produto pode ser prejudicada pela natureza variável dos cascalhos. Mesmo assim, existem pesquisas que sugerem a viabilidade do uso de CP como matéria-prima no coprocessamento em cimenteiras (SOUSA e MENDES, 2012).

- Extração supercrítica: técnica de extração de substâncias presentes em uma matriz sólida com uso de fluido supercrítico como solvente, que permite a extração seletiva de diferentes componentes por meio de alterações nas condições de temperatura e pressão (ROSENTHAL, 2012). Esse método tem sido utilizado em diferentes indústrias, mas não na escala e capacidade necessária para a indústria de E&P *offshore* (STANTEC, 2009). Um importante limitante ao uso desta alternativa é que, para ser competitivo, o processo deve ter vantagens sobre os processos de separação tradicional (PEREIRA, 2013), seja em termos de custo, eficiência ou segurança. Diferentes processos têm sido estudados, com um número limitado passível de comercialização, sendo uma tecnologia ainda em desenvolvimento para aplicação no tratamento de CP. Dentre os métodos, o CO₂ se destaca para aplicações petroquímicas por possuir vantagens como ser um solvente não tóxico, quimicamente inerte, de fácil recuperação e disponível a baixo custo e alta pureza, sendo necessária uma avaliação criteriosa dos riscos associados ao sistema de extração (ROSENTHAL, 2012). No cenário *offshore*, o CO₂ supercrítico está disponível em Unidades Estacionárias de Produção de óleo e gás na área do pré-sal da Bacia de Santos, sendo removido do gás natural e utilizado em EOR (Recuperação Avançada de Petróleo). Poderia, portanto, ser fornecido para tratamentos de CP a bordo de unidades marítimas.

- Landfarming: técnica de grande escala originalmente utilizada para remediação de solos que, em geral, inclui a impermeabilização do terreno para controlar a lixiviação de

contaminantes e requer o arranjo dos solos contaminados em células definidas para o tratamento. O material contaminado é aplicado de maneira controlada na camada superficial do solo, sendo periodicamente revolvido. O solo, o resíduo, o clima e a atividade biológica interagem de maneira dinâmica para degradar, transformar e imobilizar os contaminantes (FRTR, 2014). Utilizada na indústria petrolífera, essa técnica é baseada na capacidade de microrganismos auxiliarem na remoção de hidrocarbonetos aderidos a partículas sólidas por meio da biodegradação. A técnica apresenta limitações relacionadas ao acúmulo de substâncias que podem comprometer o processo de biorremediação, tais como compostos recalcitrantes, metais e sais. Apesar de ser uma alternativa de baixo custo e difundida na indústria petrolífera, existe uma tendência de as empresas buscarem outras tecnologias para o tratamento de resíduos oleosos (VAN HAMME *et al.*, 2003) devido aos riscos de contaminação ambiental e às limitações sobre o controle das variáveis do processo.

- Biopilhas: também conhecida como biocélulas, células de compostagem, *bioheaps* ou *biomounds*, nessa técnica o solo ou resíduo contaminado é escavado e misturado a estruturantes e aditivos orgânicos para aumentar a permeabilidade do meio poroso. A eficiência é aumentada com a adição de nutrientes, aeração, controle da umidade, temperatura e pH. É similar ao *Landfarming*, porém, neste último, o solo é arado para fins de aeração, enquanto nas biopilhas se utiliza um sistema subterrâneo para injeção de ar (FRTR, 2014). A área deve ser impermeabilizada e as pilhas cobertas para prevenir o escoamento superficial, a evaporação e a volatilização dos compostos, contribuindo para o aquecimento provocado pela energia solar (KHAN *et.al.*, 2004). Trata-se de uma tecnologia de curto a médio prazo, durando de algumas semanas a alguns meses. Seu custo varia com o tipo de contaminante, procedimentos utilizados, necessidade de pré ou pós-tratamento e necessidade de equipamento para controle de emissões (FRTR, 2014).

- Pavimentação de vias: diferentes pesquisas apontam para a possibilidade da incorporação de CP como material alternativo na produção de massa asfáltica e na pavimentação, especialmente via estabilização do resíduo oleoso com material argiloso (CAVALCANTE *et al.* 2011; SANTOS, 2010). Trata-se de uma opção com potencial para utilização de grandes volumes de resíduos passíveis de estabilização e baixo custo quando próximo às áreas de geração. Em conjunto com técnicas de estabilização, o reaproveitamento de CP tem se mostrado promissor para a execução de bases e sub-bases de estradas. A eficácia desta alternativa depende da caracterização prévia do resíduo, diagnóstico da área e

atendimento à legislação, podendo ser solicitado o monitoramento ambiental após a pavimentação. Uma possível barreira à utilização de CP em rodovias é o potencial de lixiviação de sulfatos e cloretos desses resíduos, podendo ser necessária a remoção de óleo e/ou sal antes de sua utilização (PAGE *et al.*, 2003).

- Incorporação a materiais cerâmicos e concreto: a indústria cerâmica tradicional se caracteriza pela demanda por grandes volumes de materiais e heterogeneidade das massas utilizadas, o que permite a utilização de materiais residuais diversos e consequente redução de custos com matérias-primas (MEDEIROS, 2010). Os CPs são materiais que podem ser incorporados e imobilizados em matrizes argilosas, de modo que a sua incorporação a materiais cerâmicos se mostra como uma opção viável de reciclagem, agregação de valor ao resíduo e redução do consumo de matéria-prima básica. Quando se trata de um resíduo Classe II-A esta alternativa também deve ser vista como um tratamento térmico (PIRES, 2009). Os CPs tratados também apresentam viabilidade para uso na produção de concreto, como substituto parcial da areia (FIALHO, 2012). No entanto, apesar de estudos técnicos e econômicos com resultados promissores, a utilização desses resíduos na produção industrial de cerâmica ainda é restrita.

2.5.1 Descarte no mar

O descarte de CPs no mar é uma técnica utilizada pela maioria dos países produtores de óleo e gás, exceto em áreas de alta sensibilidade ambiental, sendo a principal destinação dada a esses resíduos no Brasil. Trata-se de um processo operacionalmente simples onde fluidos e CPs são descartados a partir da unidade de perfuração após passarem pelo sistema de controle de sólidos e tratamento secundário (SSC ou TCC) e em conformidade com a regulamentação ambiental local.

Após o tratamento, os cascalhos com baixo teor de base orgânica dos fluidos aderida são misturados com água do mar e descartados por meio de uma tubulação conhecida como *downcomer* ou *cuttings chute* (linha de descarga), cuja extremidade se localiza alguns metros abaixo da superfície da água (IOGP, 2016). Não há necessidade de armazenamento temporário nem movimentação de carga a bordo da sonda.

Na maioria dos casos, essa é a opção mais barata e menos complexa de disposição final de CP. Dentre os parâmetros a serem considerados para sua escolha estão o tipo de

fluido, regulamentações de descarte, requisitos técnicos da perfuração e potencial de impacto ambiental (CAPP, 2001).

Os regulamentos aplicáveis a esta alternativa variam entre os países com atividades de E&P *offshore*, podendo ser mais ou menos restrita do que as diretrizes da USEPA e OSPAR (vide item 2.4 desta dissertação). No Brasil, além das restrições estabelecidas sobre o percentual de base orgânica aderida e concentração de alguns contaminantes, faz-se necessário o monitoramento e registro dos resíduos, incluindo volume de fluidos e CPs descartados no mar.

No entanto, apesar de autorizada, essa prática tem potencial para causar impactos locais ao ambiente marinho, de modo que diversas pesquisas voltadas para o desenvolvimento de fluidos de perfuração com maior biodegradabilidade e menor toxicidade estão sendo realizadas pela indústria visando à redução deste potencial.

Algumas medidas para prevenção da poluição e controle ambiental podem ser adotadas quando o descarte no mar é a única opção disponível, tais como (WBG, 2015): escolha criteriosa do sistema de fluido, priorizando o uso de FBA quando possível; cuidados na escolha dos aditivos, considerando sua concentração, toxicidade, biodisponibilidade e biodegradabilidade; uso de sistemas de controle de sólidos e SSC eficientes; uso de poços *slim-hole* e técnicas de perfuração com flexitubo, quando possível.

Mesmo com discussões controversas, o descarte no mar pode ser necessário em perfurações exploratórias executadas em águas profundas, onde a distância da costa e limitações tecnológicas restringem o uso de outras opções de disposição final (CAPP, 2001). Ainda nesse contexto, o descarte de CPs em ambientes *offshore* com controle adequado pode ser preferível ao “descarte zero”, desde que tais práticas reflitam a melhor tecnologia disponível (USEPA, 2000).

Cabe pontuar, que o futuro dessa alternativa é diretamente relacionado ao desenvolvimento regulatório. Conforme comentado em CAPP (2001), considerando-se os esforços para melhoria do nível de controle dos componentes descartados para o ambiente, essa opção deve permanecer dentre as disponíveis para gestão de CP *offshore*.

2.5.1.1 Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais

De modo geral, as tarefas relacionadas à opção de descarte no mar são simples e envolvem um número reduzido de pessoas, resultando em uma menor exposição a riscos ocupacionais quando comparado a outras técnicas, tanto pela ausência da necessidade de

movimentação e transporte de carga, quanto por poucas atividades requererem manuseio por um operador. Dentre os equipamentos do sistema, a rosca de transporte que faz a alimentação do secador de cascalho pode representar risco aos operadores, devendo ser adotadas barreiras de segurança para redução do risco de acidente.

Uma vez descartados no mar, os CPs formam uma pluma que se dispersa na coluna d'água até se acumularem sobre o assoalho marinho. Quando impregnados com FBNA eles tendem a sedimentar mais rapidamente e em áreas menores do que aqueles com FBA, devido ao peso e agregação entre as partículas, com potencial para formação de pilhas. Em águas profundas, essas pilhas geralmente possuem espessuras inferiores a 50cm e extensões de 100m a 1000m a partir do ponto de descarte. Sua persistência física dependerá da energia das correntes de fundo, da reatividade e biodegradabilidade dos componentes dos fluidos de perfuração e de características locais como temperatura e presença de oxigênio (CAENN *et al.* 2011; IOGP, 2016).

O descarte no mar está associado à possibilidade de impactos no ambiente marinho, sendo os efeitos sobre o fundo marinho a maior preocupação ambiental associada a esta técnica. Esses impactos variam conforme a área e espessura das acumulações de CP que, por sua vez, dependem do tipo e quantidade de fluido aderido, volume de CP descartado, densidade e distribuição granulométrica desse material, profundidade da coluna d'água e condições meteoceanográficas locais que impactam sua persistência física. Mesmo assim, atribuir todos os impactos a um mecanismo específico é complexo, visto que os fenômenos que os causam muitas vezes ocorrem em paralelo, não sendo, necessariamente, relacionados apenas pelo descarte de cascalhos no mar (IOGP, 2016).

Dentre os impactos ambientais que podem ser causados pelo descarte de CP no mar, destacam-se efeitos biológicos observados na coluna d'água e sobre o assoalho marinho, como a mortalidade da fauna bentônica e o aumento do consumo de oxigênio no sedimento (BAKKE *et al.*, 2013).

Nesse contexto, o Bentos pode ser impactado por meio de sufocação física, materiais particulados em suspensão, turbidez, alterações na topografia e textura do fundo marinho, efeitos químicos secundários e impactos associados à depleção de oxigênio no sedimento devido à biodegradação de compostos orgânicos (IOGP, 2016). O efeito usual é a perda ou redução da abundância de algumas espécies, além do crescimento da abundância de espécies oportunistas, o que resulta na redução da diversidade. Esse efeito pode estar associado ao aumento do teor de matéria orgânica nos sedimentos e consequente hipóxia desse ambiente (NEFF, 2000 *apud* BORGES, 2006). Também é reportada a possibilidade de virtual extinção

da biota bentônica nas proximidades do ponto de descarte, com redução do impacto conforme o aumento da distância (MAIRS *et al.*, 2000).

As alterações na abundância, composição e diversidade de organismos bentônicos são observadas principalmente na área de 50m a 100m do ponto de descarte. Após um ano observa-se uma recuperação significativa dessas comunidades, geralmente por meio do recrutamento de novos organismos colonizadores e posterior migração de áreas adjacentes não afetadas. Essa recuperação é influenciada pelo tipo de fluido e características ambientais (IOGP, 2016; MAIRS *et al.*, 2000).

O acúmulo de CPs no fundo marinho também causa alterações nas propriedades físicas e na composição química dos sedimentos, incluindo: alterações visuais na superfície, topografia, granulometria e mineralogia do sedimento; aumento nas concentrações de metais, especialmente bário; e presença ou aumento das concentrações de produtos químicos próprios das bases orgânicas, HPAs e hidrocarbonetos alifáticos (IOGP, 2016).

Por outro lado, os impactos sobre organismos presentes na coluna d'água são limitados, havendo um baixo risco de danos devido à rápida dispersão dos cascalhos, com exposição curta e intermitente, e à baixa toxicidade dos atuais fluidos de perfuração. Pode haver a redução da penetração da luz devido à turbidez associada à pluma de cascalhos, resultando na redução temporária da produção primária do fitoplâncton, bem como a obstrução das brânquias ou o trato digestivo de organismos do zooplâncton pelas partículas na área do descarte. Animais do nécton, por sua vez, tendem a evitar ou se afastar das plumas de CPs em suspensão, reduzindo o risco de danos (IOGP, 2016).

A análise de vários programas de monitoramento em diferentes regiões do mundo onde ocorre o descarte de FBNA apontou que a maior parte dos efeitos sobre o fundo marinho é verificada na área de 250m a partir do poço, sendo observadas interferências menores até 2km, com efeitos imediatos e outros que se manifestam após alguns anos. A recuperação ecológica começa logo após o término da perfuração e frequentemente apresenta estágio avançado após um ano, variando conforme a deposição e o transporte dos sedimentos e a degradação da matéria orgânica (BAKE *et al.*, 2013; IOGP, 2016).

Os FBA têm efeito limitado sobre o ambiente, especialmente por apresentarem argilas e água como componentes principais. Em relação aos FBNA, não é esperado que os fluidos de base sintética apresentem potencial de bioacumulação grave (USEPA, 2000), o que está associado à sua baixa solubilidade em água e conseqüente baixa biodisponibilidade. Assim, compostos orgânicos presentes nos CPs geralmente não são bioacumulados, enquanto alguns componentes como o HPA podem ser bioacumulados em níveis tróficos mais baixos, não

sendo esperada a bioacumulação em vertebrados maiores, que são capazes de metabolizar esses compostos (IOGP, 2003).

Apesar das regulamentações favorecerem o uso de FBNA mais facilmente biodegradáveis, o benefício ambiental dessa preferência está sendo debatido, visto que se por um lado a biodegradação rápida pode aumentar a depleção de oxigênio no sedimento, por outro os FBNA mais biodegradáveis são menos persistentes, permitindo uma recuperação ambiental mais rápida (IOGP, 2016).

Frente aos impactos apresentados, observa-se a importância de tratamentos secundários eficientes para a remoção de fluido aderido aos CPs. Resultados de pesquisas recentes indicam que uma redução nas concentrações de hidrocarbonetos e carga de poluentes sobre o fundo marinho provavelmente estará associado a uma redução nos efeitos ambientais dessa prática (IOGP, 2016).

2.5.1.2 Vantagens e limitações

A Tabela 2.5 apresenta as principais vantagens e limitações da alternativa de descarte de CP no mar.

Tabela 2.5: Descarte de cascalho no mar: vantagens e limitações.

Aspecto	Vantagens	Limitações
Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> Baixo consumo de energia Emissões atmosféricas reduzidas Redução da disposição de resíduos em ambientes <i>onshore</i> 	<ul style="list-style-type: none"> Pode resultar em impactos locais sobre os ecossistemas do fundo do mar Nenhuma redução ou estabilização de contaminantes Sem controle de lixiviados (e.g., metais pesados e sais)
Econômico	<ul style="list-style-type: none"> Custos baixos (investimento e operação) Ausência de custos com transporte 	<ul style="list-style-type: none"> Potencial para custos futuros com passivos Custos com monitoramento ambiental e modelagens de dispersão
Riscos ocupacionais	<ul style="list-style-type: none"> Necessidade de pessoal mais baixa, resultando na redução de riscos de segurança Baixo risco de impacto a pessoas que não tenham relação com a atividade (destinação <i>in situ</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> Possibilidade de acidentes com operadores, principalmente durante o transporte pela rosca helicoidal de alimentação do equipamento

Continua...

Tabela 2.5: Descarte de cascalho no mar: vantagens e limitações (cont.).

Aspecto	Vantagens	Limitações
Técnico / operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia consagrada e disponível no mercado • Processo simples e com poucos equipamentos envolvidos • Equipamentos podem ser instalados em qualquer sonda • Baixa demanda energética • Sem restrição de condições meteorológicas • Em condições normais, não requer armazenamento temporário na sonda, transporte nem infraestrutura em terra 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de gerenciamento dos constituintes dos fluidos • Regulação ambiental rigorosa, especialmente para FBNA e cascalhos associados • Problemas operacionais no sistema de controle de sólidos e/ou SSC podem impedir o descarte, sendo necessária outra forma de destinação ou limitação da perfuração, com impactos financeiros e de cronograma • Não aplicável em locais com regulamentação de “descarte zero”

Fontes: Caenn *et al.* (2011); CAPP (2001); IOGP (2003); Pereira (2013).

2.5.2 Disposição final em Aterros Industriais *onshore*

Consiste na disposição de resíduos de CP em aterros de resíduos industriais, podendo ser Classe I ou II, conforme norma ABNT 10.004:2004. No Brasil, a disposição final em aterros de resíduos sólidos é a alternativa mais comum quando o descarte no mar não é permitido (casos em que o resíduo apresenta contaminação ou não atende os critérios regulatórios).

Na maioria dos casos, o CP é enquadrado como resíduo não perigoso e não inerte, Classe II A (BORGES, 2006; FIALHO, 2012). Mesmo assim, trata-se de um resíduo industrial gerado em grandes quantidades, de modo que seu envio para aterros sanitários não é adequado, pois poderia reduzir a vida útil de uma instalação projetada para receber resíduos sólidos urbanos.

O aterro de resíduos sólidos industriais é um processo de disposição controlada no solo de resíduos gerados nos processos produtivos e instalações industriais, baseado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, de modo a permitir a proteção do meio ambiente, a minimização dos impactos ambientais e dos riscos à saúde pública. Esses aterros devem ser projetados, operados e monitorados em conformidade com a regulamentação legal e técnicas aplicáveis. Em geral, são construídos em áreas que apresentem baixa permeabilidade, obedecendo a normas que garantam o confinamento dos resíduos, um sistema de drenagem adequado, o tratamento de efluentes e o monitoramento do lençol freático.

Como rotina operacional, os aterros industriais recebem resíduos previamente caracterizados e de geradores cadastrados. Na chegada, os resíduos são pesados e uma amostragem é realizada conforme plano de gerenciamento para se verificar o tipo de tratamento e classe do resíduo. Após a confirmação dos dados, o mesmo seguirá para disposição final, sendo coberto periodicamente com solos ou rejeitos de baixa permeabilidade. Outros tipos de monitoramento podem ser empregados, tais como dos maciços dos depósitos, de emissões atmosféricas e de vetores.

Trata-se de uma alternativa tecnicamente simples, mas que envolve uma grande quantidade de equipamentos, etapas e custos (CAENN *et al.*, 2011). As principais etapas são:

- Direcionamento e armazenamento dos CPs oriundos do sistema de controle de sólidos em contêineres (*Cutting Boxes* – CB ou tanques);
- Transbordo dos contêineres cheios para uma embarcação de apoio marítimo por meio de guindastes ou bombeamento à vácuo dos CPs para tanques nas embarcações;
- Transporte marítimo dos CPs (e contêineres) até a costa;
- Transbordo dos contêineres para uma base portuária (guindaste ou sistema de transferência);
- Carregamento dos CPs (e CB) em caminhões para transporte rodoviário;
- Transporte dos cascalhos para instalações de tratamento ou disposição final;
- Caso sigam para centrais de resíduos, equipamentos nas instalações descarregam os cascalhos dos caminhões, podendo ser utilizado maquinário para o manuseio dos resíduos, como tratores e moedores;
- Transporte dos CPs para disposição em aterro de resíduos conforme sua classificação;
- Limpeza e transporte terrestre das CB vazias de volta ao porto;
- Transporte marítimo das CB até as sondas de perfuração;
- Transbordo das CB da embarcação marítima para a unidade de perfuração.

Dessa forma, uma quantidade significativa de equipamentos, instalações e pessoal é necessária, resultando em aumento nos custos para disposição final dos cascalhos, o qual pode ser significativo ou mesmo proibitivo em algumas operações *offshore* (CAENN *et al.*, 2011).

Mesmo que os CPs sejam destinados em terra, devido ao alto valor monetário associado aos fluidos sintéticos, os mesmos passam previamente pelo sistema de controle de

sólidos. Ao sair deste sistema e/ou SSC, os cascalhos são armazenados temporariamente a bordo da sonda em contentores (*cutting boxes* – CB) ou tanques.

O transporte para terra (*ship to shore*) é realizado por meio das CB ou a granel, em navios específicos para essa finalidade. Os CPs não tratados tendem a ser tixotrópicos, abrasivos e coesivos durante operações de bombeamento, dificultando seu manuseio e fazendo com que sejam mais facilmente transportados como material seco (PAGE *et al.*, 2003). Por outro lado, apesar de menos usual, a utilização de sistemas de bombeamento dos CPs para embarcações específicas reduz o risco associado ao transbordo das cargas via CB, tradicionalmente realizado com uso de guindastes (PETTERSEN, 2007).

Por fim, cabe pontuar que a implantação e a operação de aterros industriais são autorizadas mediante processos de licenciamento ambiental. A regulamentação aplicável poderá variar conforme o tipo de resíduo e localização da instalação, havendo alguns instrumentos legais comuns a qualquer projeto, tais como: Lei nº 9.605/98 (Lei de Crimes Ambientais); Decreto nº 875/93 (Convenção sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito); Resoluções CONAMA relacionadas à gestão de resíduos sólidos e licenciamento ambiental; e normas da ABNT sobre a classificação, amostragem e ensaios envolvendo resíduos sólidos, armazenamento de resíduos e projetos de aterros de resíduos.

2.5.2.1 Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais

O transporte de grandes quantidades de resíduos das sondas *offshore* até as instalações em terra representa riscos de segurança e operacionais significantes para os trabalhadores (BALL *et al.*, 2012). Caso a opção de armazenamento e transporte dos CPs seja o uso de CB, existe o aumento do risco de acidentes envolvendo trabalhadores durante operações de movimentação de carga com uso de guindaste (PETTERSEN, 2007).

Se por um lado a destinação *onshore* tem a vantagem de não gerar acumulações de cascalho com FBNA no fundo do mar, reduzindo os impactos locais sobre o sedimento e a biota, por outro possui potencial para causar impactos ambientais durante o transporte e disposição final dos resíduos. O fato dos CPs serem considerados resíduos “não perigosos” não significa que não sejam poluentes caso ocorram falhas de gerenciamento. Essa opção requer monitoramentos de longo prazo para proteção de ambientes terrestres, haja vista o potencial para contaminação de corpos hídricos, especialmente no local de disposição final (IOGP, 2016).

A etapa de transporte dos CPs ainda envolve o risco de acidentes de trânsito ou de derramamento desses resíduos, com potencial para causar danos a pessoas e/ou impactos ambientais, bem como está relacionada a uma demanda mais alta de combustíveis e consequentes emissões atmosféricas (IOGP, 2016).

Conforme previsto na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), os geradores de resíduos industriais estão sujeitos à elaboração, implementação e operacionalização do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Dessa forma, existe a responsabilidade sobre os resíduos gerados, a qual permanece mesmo após a disposição final dos mesmos em aterros industriais, haja vista que não houve destruição ou reciclagem.

A utilização de aterros de resíduos também causa impacto sobre o a utilização de áreas que poderiam ter uma utilização mais nobre do terreno, assim como interferência negativa sobre a população próxima aos locais de manuseio de resíduos, devido ao aumento do tráfego de veículos, geração de ruídos e poeira. Em relação à infraestrutura necessária, merece destaque a possível pressão sobre a infraestrutura portuária em cenários que envolvam a movimentação de grandes quantidades de resíduo.

2.5.2.2 Vantagens e limitações

A Tabela 2.6 apresenta as principais vantagens e limitações da alternativa de disposição final em aterros de resíduos industriais.

Tabela 2.6: Disposição final de cascalhos em aterros industriais *onshore*: vantagens e limitações.

Aspecto	Vantagens	Limitações
Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminação de futuros passivos ambientais na área da perfuração • Não causa impactos sobre o Bentos • Benéfico para áreas <i>offshore</i> com alta sensibilidade ambiental 	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento das emissões atmosféricas devido ao grande consumo de combustível no processo • Maior ocupação da capacidade de aterros de resíduos, requerendo gerenciamento de longo prazo para proteção de ambientes terrestres • Possibilidade de impactos ambientais em ambientes terrestres (e.g., contaminação da água subterrânea) • Aumento do risco de vazamento durante operações de transporte • Não remove os contaminantes
Econômico		<ul style="list-style-type: none"> • Potencial para causar impactos e/ou passivos em ambientes terrestres, com responsabilidades associadas • Aumento dos custos devido à necessidade de equipamentos adicionais, transporte, tratamento e taxas para disposição final

Continua...

Tabela 2.6: Disposição final de cascalhos em aterros industriais *onshore*: vantagens e limitações (cont.).

Aspecto	Vantagens	Limitações
Riscos ocupacionais		<ul style="list-style-type: none"> • Potencial para aumento dos riscos de segurança e ambientais associados à movimentação e transporte de cargas • Aumentar o risco de exposição de pessoas que não tem relação com a atividade (destinação <i>ex situ</i>) • Maior risco relacionado à segurança operacional • Risco de exposição dos trabalhadores a hidrocarbonetos
Técnico / Operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia consagrada e disponível no mercado 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilidade de problemas operacionais devido a altas taxas de perfuração ou condições ambientais que impeçam o manuseio e transporte • Aumento da necessidade de manuseio dos resíduos na locação e em terra • Necessidade de pessoal adicional para o transporte e disposição • Problemas logísticos ou climáticos podem impedir o transbordo e transporte, resultando em parada operacional ou descarte no mar • Necessidade de monitoramento ambiental, controle de lixiviados e de emissões atmosféricas • Disponibilidade limitada de aterros de resíduos industriais • Dificuldades logísticas durante a perfuração de fases de grande diâmetro • Necessidade de disponibilidade de instalações terrestres para tratamento e manuseio de resíduos CP

Fontes: Caenn *et al.* (2011); CAPP (2001); IOGP (2016).

2.5.3 Reinjeção de CP *offshore*

Também conhecida como CRI (*Cuttings Re-injection*), a reinjeção de CPs tem sido utilizada como técnica de controle e tratamento de resíduos em diversos países. Nos Estados Unidos, essa opção começou a ser mais utilizada na década de 90, em poços dedicados no Alasca (*North Slope*) e em menor grau no Golfo do México (EPA, 1996), mesma época em que passou a ser adotada na Europa em operações no Mar do Norte e Noruega, com injeção no anular do poço perfurado (SAASEN *et al.*, 2001).

Em ambientes *offshore*, essa técnica também é utilizada no Mar do Norte, Golfo do México e leste do Canadá, geralmente em unidades fixas, havendo poucas experiências em unidades flutuantes (CAPP, 2001). Devido a restrições de descarte e questões logísticas, nos últimos anos os projetos envolvendo a CRI passaram a ser executados em diferentes locais e

condições ambientais, como no Cazaquistão (GOGAN *et al.*, 2010), Arábia Saudita (EZELL *et al.*, 2011), Rússia e México⁷.

No entanto, a reinjeção de cascalhos ainda é uma alternativa em estudo no Brasil. Existem algumas iniciativas isoladas em ambientes *onshore*, porém, até a conclusão deste estudo, não se obteve confirmação da utilização dessa técnica em operações *offshore* no país.

O processo da CRI envolve a moagem dos CPs provenientes do sistema de controle de sólidos da sonda a partículas pequenas ($< 300\mu\text{m}$) e sua mistura com água em tanques de mistura/processamento, transformando-as em uma pasta (*slurry*) com concentração de sólidos variável (1% a mais de 20% em volume), de forma garantir uma suspensão estável. Essa pasta é transferida para um tanque de retenção e depois injetada em uma formação geológica adequada por meio do anular do poço ou em poço dedicado (SAASEN *et al.*, 2001; WOJTANOWICZ, 2008).

A formação da pasta pode ser feita com o uso de moinhos, da aplicação da energia de bombas centrífugas ou da liberação de energia a partir de ondas de ultrassom (SAASEN *et al.*, 2001). Já seu condicionamento (e.g., ajuste de propriedades reológicas) é obtido por meio da adição de aditivos químicos (GUMAROV *et al.*, 2014).

A pasta homogênea é injetada sob pressão na formação selecionada, acima do gradiente de fratura, de forma a se criar um sistema de pequenas fraturas que permitem a destinação da pasta. Quando a injeção termina, a pressão é reduzida conforme os resíduos penetram na formação e o material injetado é confinado mecânica e geologicamente nas formações receptoras (CAPP, 2001). Ao término de cada batelada de injeção, a pasta pode ser mantida algum tempo no poço, ou uma solução com água é injetada para carrear os sólidos do poço ou anular (EZELL *et al.*, 2011).

A reinjeção de CPs é uma tecnologia complexa e que exige um projeto detalhado, equipamentos especializados, monitoramento cuidadoso e plano de contingência específico para garantir a segurança das operações (CAPP, 2001). Em relação à opção de descarte no mar, a CRI demanda equipamentos adicionais que dependem do tipo de injeção adotado sendo necessária, no mínimo, a utilização de uma cabeça de poço especial, com resistência a danos e a abrasão, e definição de um programa de revestimento adaptado. Também é usual a utilização de poços direcionais, para reduzir a interferência com outros poços (GUMAROV *et al.*, 2014).

⁷ Comunicação pessoal fornecida por empresa prestadora de serviços de CRI.

Os equipamentos do sistema precisam ser customizados para cada projeto, de modo a permitir sua instalação na sonda de perfuração escolhida, podendo ser associado ao sistema de controle de sólidos. Em regra, as unidades *offshore* são montadas sobre estruturas metálicas e projetadas para se atender a taxa de perfuração da sonda (WOJTANOWICZ, 2008). Os principais componentes são o sistema de transporte (por gravidade, rosca transportadora ou vácuo), sistema de formação da pasta e sistema de reinjeção, podendo ser unidades móveis, fixas ou híbridas. A Figura 2.7 apresenta um esquema de sistema de CRI.

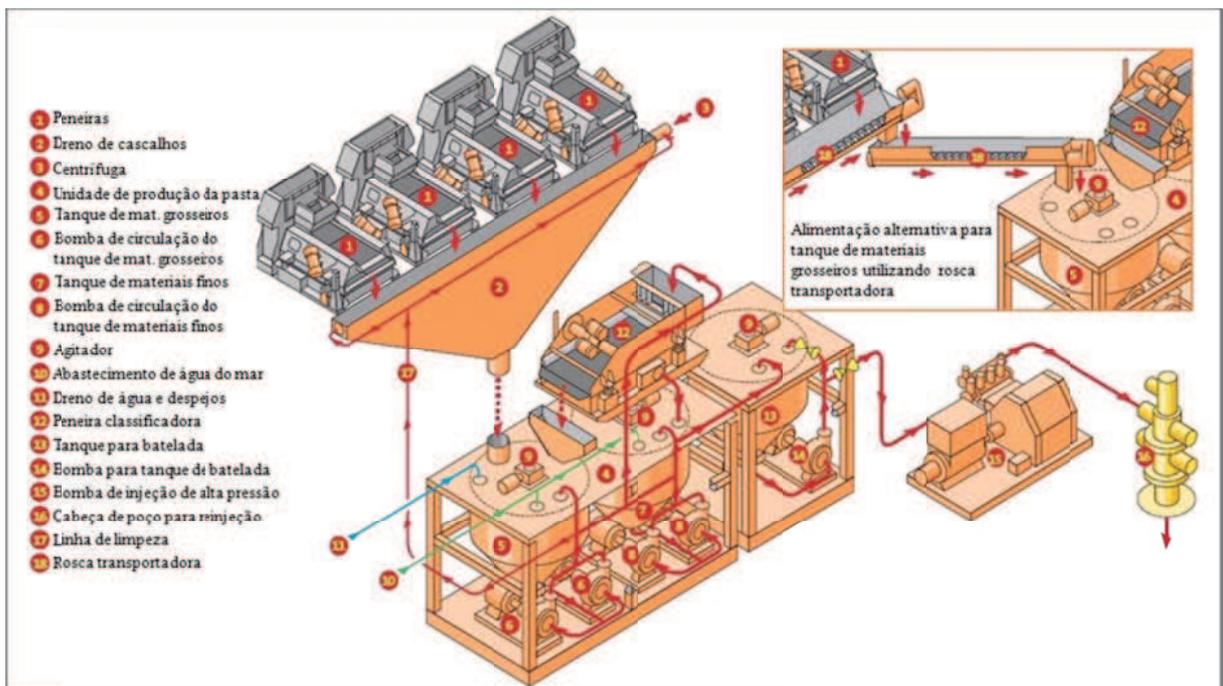


Figura 2.7: Sistema de reinjeção de cascalhos com transporte por gravidade ou rosca transportadora.
Fonte: Adaptado de M-I SWACO (2003).

Essa tecnologia é considerada uma opção segura e econômica de gestão de resíduos de E&P, desde que existam formações geológicas adequadas, o projeto de poço seja feito apropriadamente e as operações realizadas com qualidade. Por isso, envolve monitoramento contínuo e análises do domínio da disposição com mapeamento regular dos resíduos injetados, visando a garantia da qualidade (GUMAROV *et al.*, 2014; MALIARDI *et al.*, 2014).

Os projetos de CRI devem ser precedidos de um detalhado estudo de viabilidade. Faz-se necessária a identificação e classificação dos resíduos, levantamento de informações sobre a área, modelagem geológica, seleção da zona de injeção, simulações de fraturamento hidráulico, dimensionamento dos equipamentos do sistema, definição do tipo e projeto do poço de injeção, desenvolvimento de procedimentos operacionais, definição dos parâmetros

de processo, análise e monitoramento da injeção, identificação de riscos e opções de mitigação (CAPP, 2001; M-I SWACO, 2003).

Com relação às formações receptoras, elas devem possuir características como permeabilidade razoável, capacidade de armazenamento, zonas impermeáveis que a isolem de outras acima e abaixo, ausência de falhas que possam levar à perda de contenção e à comunicação com de aquíferos de água doce, podendo ser utilizadas diferentes tipos de formações geológicas. A pasta não deve ser uma ameaça a reservatórios produtores nem a áreas de perfurações futuras (CAPP, 2001). Em geral, as zonas de injeção são representadas por arenitos (EZELL *et al.*, 2010), ainda que outras formações possam ser escolhidas (MALIARDI *et al.*, 2014). No Mar do Norte, por exemplo, a injeção costuma ser feita em xistos, sobrepostos por arenitos que contêm a migração dos resíduos. Já no Alasca e na Califórnia, a injeção é feita em arenitos com formações argilosas contendo a propagação das fraturas. Também é reportada a injeção em fraturas pré-existentes, caso de projetos no Texas (WOJTANOWICZ, 2008).

Quanto ao tipo, os poços de injeção são normalmente agrupados em poços de injeção no anular e poços de injeção dedicados, conforme **Figura 2.8** (GUMAROV *et al.*, 2014).

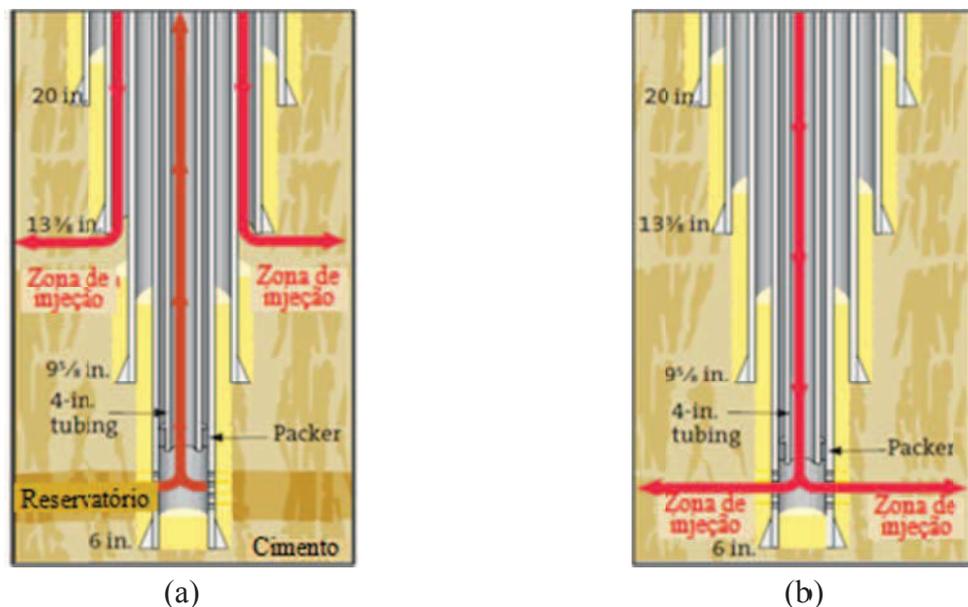


Figura 2.8: Opções para a injeção de cascalhos: (a) Injeção no anular; (b) Poço dedicado.
Fonte: Adaptado de M-I SWACO (2003).

Na primeira opção, os resíduos são injetados na formação por meio do espaço anular entre dois revestimentos de um poço em perfuração ou produção, acima do reservatório. É necessário que o anular da coluna de revestimento esteja aberto para uma formação adequada e que o poço atenda a especificidades de projeto. Segundo Mairs *et al.* (2000), as principais

dificuldades nessa opção incluem a erosão da cabeça de poço e do suspensor do revestimento pela abrasão dos materiais injetados e o entupimento do anular.

No caso de um poço dedicado (*dedicated well*), um novo poço é projetado e construído exclusivamente para fins de injeção. É uma opção operacionalmente mais simples do que as demais, com vantagens relacionadas à facilidade de limpeza, intervenções mais simples, maior capacidade de injeção e menor risco de entupimento, porém, tende a ser mais onerosa caso não atenda a vários poços. Essa opção responde por cerca de 81% dos projetos de CRI executados no mundo (MALIARDI *et al.*, 2014).

Alternativamente, pode ser realizada a conversão de um poço perfurado e abandonado para poço de injeção, ou mesmo de um poço injetor para produtor, resultando em economia de custos em relação ao poço dedicado, com vantagens operacionais similares àquele. Mairs *et al.*, 2000 também destacam a alternativa de injeção de CPs em outra plataforma, atuando como uma “central” de injeção de resíduos gerados em uma determinada área ou campo, tal como ocorre no Golfo do México. Nesse caso, desvantagens verificadas para a alternativa de disposição *onshore* ocorrem em menor escala, devido à necessidade de transbordo e transporte marítimo de resíduos.

A maior parte dos projetos de reinjeção *offshore* é realizada a partir de plataformas fixas e em lâminas d’água mais rasas, com a cabeça de poço instalada na superfície (EZELL *et al.*, 2011; SAASEN *et al.*, 2001). Durante a pesquisa realizada para esta dissertação não foram encontradas publicações relacionadas à execução de projetos de CRI em lâminas d’água ultraprofundas (>1.000m), havendo carência de dados sobre a confiabilidade e aplicabilidade da técnica nessas condições.

Operações envolvendo CRI com equipamentos submarinos são menos frequentes e apresentam a necessidade de desenvolvimento tecnológico em áreas como a resistência dos equipamentos a corrosão e erosão e tecnologias de interface submarina e do sistema de processamento dos CPs (MAGGIORI e REITH, 2003).

Saasen *et al.* (2001) descrevem a experiência de reinjeção submarina de CPs em um campo na Noruega, com lâmina d’água de 300m, com uso de injeção no anular entre os revestimentos de 20” e 13^{3/8}”, a 1000-1200m de profundidade perfurada e uso de *riser* flexível. Devido à ausência de camadas adequadas de arenito, a injeção foi realizada em formações de xisto. Nessas condições, como a percolação do fluido é mais lenta, existe o risco do anular ser exposto a pressões muito altas, bem como de formação de bolhas caso um volume muito grande fluido seja injetado de uma vez, com risco de vazamento para o fundo do mar.

A reinjeção submarina se mostrou viável, porém, vazamentos para a superfície ocorreram devido a condições de injeção e à qualidade insuficiente da cimentação. Saasen *et al.* (2001) ressaltam a importância da melhoria nos projetos de perfuração e de cimentação para se evitar vazamentos. Os autores também verificaram que alternar a reinjeção com períodos estáticos favorece a prevenção de sobrepressão no anular e da formação de bolhas que possam se propagar para a superfície.

Maggiore e Reith (2003) reportam um projeto pioneiro de reinjeção submarina que contemplava o desenvolvimento de uma árvore de natal horizontal dedicada à CRI, a ser instalada no Mar Cáspio. O projeto previa a reinjeção em poço dedicado, visto que a estrutura geológica apresentava grandes falhas ativas, não sendo recomendada a injeção no anular. Todavia, devido a problemas com o projeto da árvore de natal em relação aos outros equipamentos submarinos, custos e possibilidade de disposição de resíduos *onshore* o projeto foi cancelado.

Em relação aos custos da CRI, estes tendem a ser mais elevados do que na opção de descarte no mar, haja vista a necessidade de equipamentos adicionais, adaptação dos projetos de poço, programas de monitoramento e possibilidade de perfuração de poços específicos.

Além disso, ainda que a CRI seja viável, é necessário considerar a possibilidade de problemas operacionais como comunicação com o fundo marinho, danos à formação receptora, bloqueio do anular (GUMAROV *et al.*, 2014), necessidade de novos fraturamentos, problemas de controle de poço e colapso do revestimento. Essas situações podem resultar em tempo perdido durante uma perfuração e na eventual necessidade de descarte no mar ou disposição em terra. Todavia, os resultados reportados em relação à confiabilidade e falhas na contenção dos resíduos demonstram um avanço na confiabilidade da CRI nos últimos anos, com redução do tempo perdido durante as operações (CAPP, 2001).

No que se refere à regulamentação aplicável, verificam-se variações ou mesmo a inexistência de instrumentos específicos em alguns países. Em geral, o processo de autorização envolve uma solicitação para construção e uma licença de operação. Algumas informações solicitadas são comuns a diferentes legislações, tais como: tipos de resíduos a serem dispostos, geologia e características da área, intervalo de injeção, garantia de contenção dos resíduos, projeto de poço, parâmetros operacionais, logística, instalações, avaliação e gestão de riscos, monitoramento, relatórios e vistorias (GUO e ABOU-SAYED, 2003).

Nos Estados Unidos, a regulamentação para desenvolvimento de projetos de injeção de resíduos em poços está associada ao Programa Federal de Controle de Injeção Subterrânea (UIC – *Underground Injection Control*), autorizado pelo *Safe Drinking Water Act*, de 1974.

Seu principal objetivo é a proteção das fontes subterrâneas de água potável de possíveis contaminações causadas pela injeção de fluidos. Esse programa regula a injeção de fluidos em subsuperfície por meio de cinco classes de poços, sendo a Classe II específica para aqueles relacionados a óleo e gás. Requisitos de construção, operação, monitoramento, testes, relatórios e desativação são definidos e devem ser seguidos pelos operadores (USEPA, 2016).

Na Noruega, a reinjeção também está condicionada a autorização específica. O Operador deve obter uma autorização nos termos do Capítulo 3 do *Pollution Control Act* para injetar água oleosa, produtos químicos, CPs, areia, resíduos oleosos e CO₂. Nesse caso, a injeção é considerada uma descarga, passível de causar poluição mesmo que em subsuperfície (SFT, 2006). Por outro lado, essa prática ainda não possui regulamentação específica no Brasil, especialmente em atividades *offshore*.

2.5.3.1 Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais

Maggiore e Reith (2003) pontuam que os riscos relacionados à segurança dos trabalhadores são significativamente menores na CRI do que aqueles relacionados ao transporte dos CPs para disposição *onshore*. Parte dessa afirmação se deve ao fato de poucas atividades requerem manuseio por um operador, não havendo a necessidade de movimentação ou transporte de carga quando realizada na própria sonda ou plataforma.

Por sua vez, a principal preocupação ambiental relacionada à reinjeção é a proteção das águas subterrâneas (WOJTANOWICZ, 2008) e, no caso *offshore*, o vazamento de resíduos para o fundo marinho. Esse risco pode ser reduzido com a garantia da integridade mecânica do sistema de revestimentos, isolamento do anular com uma cimentação eficiente e monitoramento da pressão de injeção. A existência de falhas naturais e o fraturamento hidráulico também requerem cuidados especiais, haja vista sua associação a riscos de comunicação com a superfície em caso de falhas subterrâneas que se propagem, o que pode ser minimizado com o planejamento criterioso da operação. Por fim, riscos relacionados à presença de contaminantes nos resíduos injetados e de geração de H₂S após a disposição são citados na literatura, porém, há técnicas para evitar esse tipo de contaminação (OSPAR, 2001).

Em relação ao ambiente marinho, a CRI evita a descarga de CPs com FBNA no mar, reduzindo os impactos ambientais nesse meio. Porém, é esperado um aumento nas emissões atmosféricas devido ao maior consumo de combustível, associado à demanda energética dos equipamentos do sistema de injeção (IOGP, 2016).

2.5.3.2 Vantagens e limitações

A Tabela 2.7 apresenta as principais vantagens e limitações desta alternativa.

Tabela 2.7: Reinjeção *offshore* de cascalho: vantagens e limitações.

Aspecto	Vantagens	Limitações
Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminação de impactos sobre a coluna d'água e fundo marinho • “Descarte zero” de cascalhos com FBNA • Isolamento dos resíduos em relação ao ambiente de superfície 	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento das emissões atmosféricas devido ao grande consumo de energia (combustível) • Possibilidade de vazamento de sólidos injetados para o fundo do mar em caso de falha de projeto • Não realiza o tratamento dos resíduos • Ausência de regulamentação específica no Brasil
Econômico	<ul style="list-style-type: none"> • Destinação <i>in situ</i>, sem custos com transporte • Permite a disposição de outros resíduos além dos CP, reduzindo o envio para terra • Redução de custos quando realizada em poço dedicado que atenda um conjunto de projetos da mesma área 	<ul style="list-style-type: none"> • Equipamentos e etapas adicionais resultam em custos altos • Falhas nos equipamentos podem interromper a perfuração, com impactos financeiros e de cronograma • Custo inicial elevado (instalação de novos equipamentos e materiais de poço)
Riscos ocupacionais	<ul style="list-style-type: none"> • Quando realizada <i>in situ</i> apresenta baixo risco de impacto a pessoas que não tenham relação com a atividade • Menor risco de acidentes (sem movimentação/transporte de carga) 	
Técnico / operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia comprovada e disponível no mercado, especialmente para águas rasas 	<ul style="list-style-type: none"> • Formações geológicas adequadas nem sempre estão disponíveis perto do local de perfuração • Dificuldade para utilização durante a exploração e avaliação (ausência de dados sobre as formações e limitação de poços injetores disponíveis) • Experiência limitada em instalações flutuantes • Requer projetos de cabeça de poço e de revestimento especiais • Limitações técnicas em águas profundas • Grande necessidade de equipamentos e exigências de trabalho • Risco de sobrepressão e comunicação entre poços adjacentes • Eficiência variável • Requer monitoramento contínuo das condições de fraturamento • Problemas operacionais e restrição de descarte no mar pode interromper ou limitar a perfuração

Fontes: Caenn *et al.*(2011); CAPP (2001); IOGP (2016); James e Rørvik (2002).

2.5.4 Tratamento térmico por micro-ondas

No âmbito da gestão de resíduos de perfuração, o tratamento por micro-ondas é uma tecnologia inovadora que está sendo desenvolvida para atendimento a legislações ambientais rigorosas e frente à necessidade de redução de custos, pois, permite a otimização da separação e reutilização dos fluidos de perfuração (PEREIRA, 2013).

Na maioria dos processos térmicos a energia é transferida por meio da condução, convecção e/ou radiação. No caso de micro-ondas, a energia é fornecida diretamente aos materiais por meio da interação molecular com o campo eletromagnético formado por micro-ondas. Dessa forma, a distribuição de temperatura interna não é limitada pela condutividade térmica do material, reduzindo o tempo de aquecimento para até menos de 1% do tempo necessário pelos métodos tradicionais de aquecimento. Os materiais podem ser classificados em três categorias em relação à sua interação com um campo de micro-ondas: i) transparentes: as micro-ondas passam pelo material com pouca absorção (baixo fator de perda dielétrica); ii) opacos: atuam como condutores, as micro-ondas são refletidas e não são absorvidas pelo material; e iii) absorventes: as micro-ondas são absorvidas com base na intensidade do campo eletromagnético e o fator de perda dielétrica (MEREDITH, 1998 *apud* ROBINSON *et al.*, 2010).

Logo, o processamento baseado em micro-ondas apresenta vantagens para o tratamento de materiais que contêm uma mistura de material absorvente e transparente, caso dos CPs, que possuem fluido aderido e água. Nesse caso, ocorre o aquecimento seletivo das substâncias com alto fator de perda dielétrica (absorventes) e passam através dos materiais com baixo fator de perda dielétrica, resultando em uma economia de energia. Somente a água é aquecida, não sendo necessária energia para aquecimento de toda a matriz, composta principalmente pelo CP e base orgânica aderida (ROBINSON *et al.*, 2010).

Os estudos de tratamento de cascalhos contaminados com FBNA utilizando micro-ondas iniciaram com Shang *et al.* (2006) e Robinson *et al.* (2009, 2010, 2012), com importantes contribuições brasileiras como Pereira (2013), Petri Junior (2014) e Santos (2014).

Nessa alternativa, os hidrocarbonetos são aquecidos indiretamente, se comportando como materiais transparentes para essas frequências. A água presente nos poros e na superfície dos sólidos é aquecida e convertida em vapor, que se desprende dos sólidos e arrasta os hidrocarbonetos. A temperatura do sistema não causa a degradação térmica do fluido de perfuração, mesmo que ocorram algumas alterações nas cadeias de hidrocarbonetos

e presença de compostos leves, o que pode estar associado a pirólise ou craqueamento durante o processo (ROBINSON *et al.*, 2010).

Praticamente toda a água livre do material é removida durante o processo, enquanto a base orgânica continua a ser removida mesmo após a evaporação da água (PEREIRA, 2013). O óleo e a água recuperados são separados por gravidade, após destilação.

Ensaio exploratórios inicialmente realizados com aparelhos de uso domésticos indicaram essa alternativa como promissora para a descontaminação de CP, sendo reportados teores inferiores a 2% de n-parafina residual. O avanço das pesquisas permitiu o desenvolvimento de unidades de bancada que atingiram eficiências altas, com percentuais abaixo de 1% de n-parafina residual e recuperação de fluido livre de sólidos (PEREIRA, 2013; PETRI JUNIOR, 2014; SHANG *et al.*, 2006). No trabalho de Pereira (2013), é descrita uma unidade experimental desenvolvida em parceria com uma empresa privada que trabalha com secagem de madeira para produção de carvão vegetal. A unidade é composta por um forno, sistemas de exaustão, condensação, instrumentação e aquisição de dados.

Rossi *et al.* (2015) apresentaram experimentos realizados em uma unidade experimental de tratamento por micro-ondas, obtendo dados sobre a cinética de secagem de CPs contaminados com fluidos de base n-parafina e interna olefina. Os resultados sugerem que a remoção da base orgânica aderida varia conforme a base do fluido devido às diferenças entre suas propriedades físico-químicas como massa molecular e temperatura de ebulição.

A descontaminação do CP por micro-ondas é bastante influenciada por parâmetros como temperatura, concentração inicial de fluido, massa de CP, tipo de rocha e energia específica aplicada. Há indicações de que a temperatura de controle não afeta a eficiência de remoção da base orgânica, mas pode afetar a qualidade do material recuperado, com degradação química associada ao aumento da temperatura (PEREIRA, 2013; PETRI JUNIOR, 2014).

A movimentação do leito no reator durante o processo de separação pode elevar a remoção de hidrocarbonetos devido à absorção mais uniforme e eficiente, o que influencia a profundidade de penetração das micro-ondas (ROBINSON *et al.*, 2012). Ainda em relação a parâmetros, Santos (2014) verificou que a secagem é favorecida com uso de partículas de diâmetros maiores, pois aquelas com diâmetros menores alteram a porosidade do leito, dificultando a penetração de micro-ondas.

O uso de unidades de micro-ondas em escala industrial ainda é bastante restrito. Seu uso em larga escala é limitado pelo fato do mecanismo de aquecimento ser pouco familiar à engenharia de processos e à resistência em relação a uma tecnologia não convencional.

Mesmo assim, o interesse pela tecnologia tem crescido nos últimos anos (MUJUMDAR, 2007 *apud* PEREIRA, 2013).

Robinson *et al.* (2009) reportaram um projeto em escala piloto de tratamento de CPs por micro-ondas em regime contínuo, com capacidade de 250kg/h, fonte de micro-ondas com potência de 5 a 30kW e vazão de gás inerte de arraste de 50L/min (**Figura 2.9**). Nesse protótipo, o óleo é removido e recuperado por meio de um sistema de extração e condensação. Os autores atingiram níveis residuais de óleo inferiores a 0,1%, indicando que processos contínuos podem ser até 10 vezes mais eficientes que os processos em batelada. A potência aplicada e o tempo de residência no secador foram os parâmetros que mais influenciaram o desempenho do processo. Essa unidade pode ser considerada um passo importante no desenvolvimento de um sistema modular, com baixo impacto de área a bordo de unidades marítimas, taxas de processamento flexíveis e redução de impactos ambientais. Posteriormente, os autores realizaram experimentos similares em unidade com capacidade para processar 500t/h (ROBINSON *et al.*, 2010).

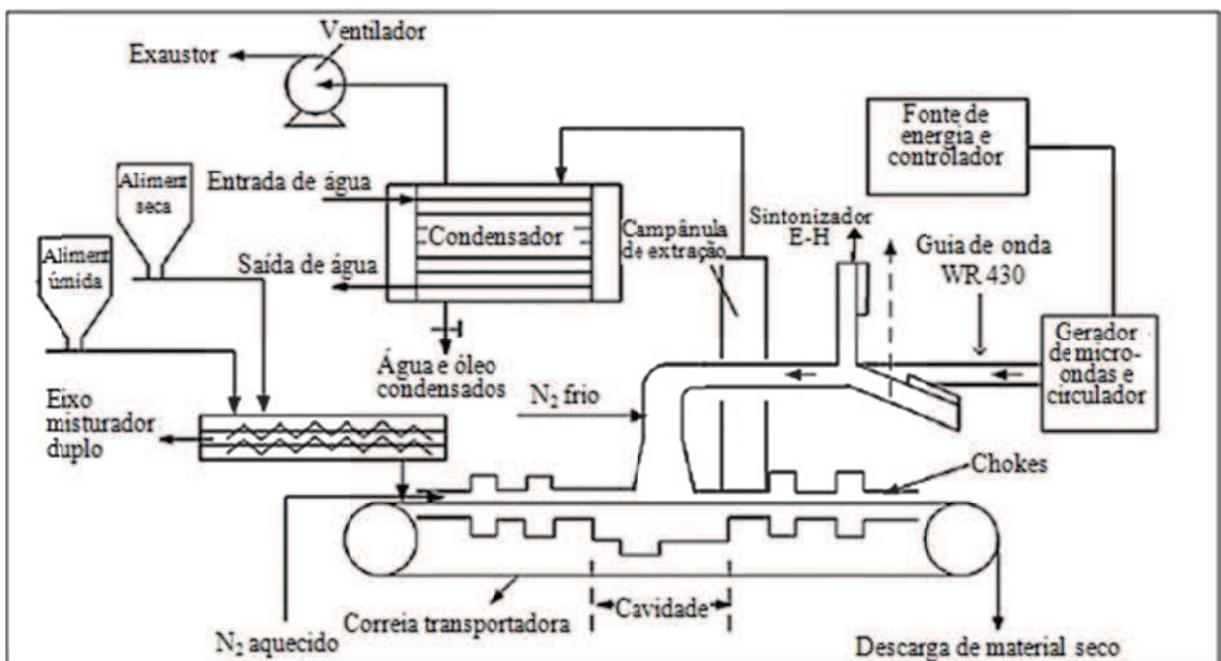


Figura 2.9: Esquema da unidade em escala piloto para o tratamento contínuo de cascalhos de perfuração
Fonte: Adaptado de Robinson *et al.* (2009)

Com os avanços e resultados positivos obtidos nos estudos de bancada, uma unidade contínua semi-industrial para secagem de cascalho de perfuração por micro-ondas foi projetada no Brasil, conforme apresentado na **Figura 2.10**.

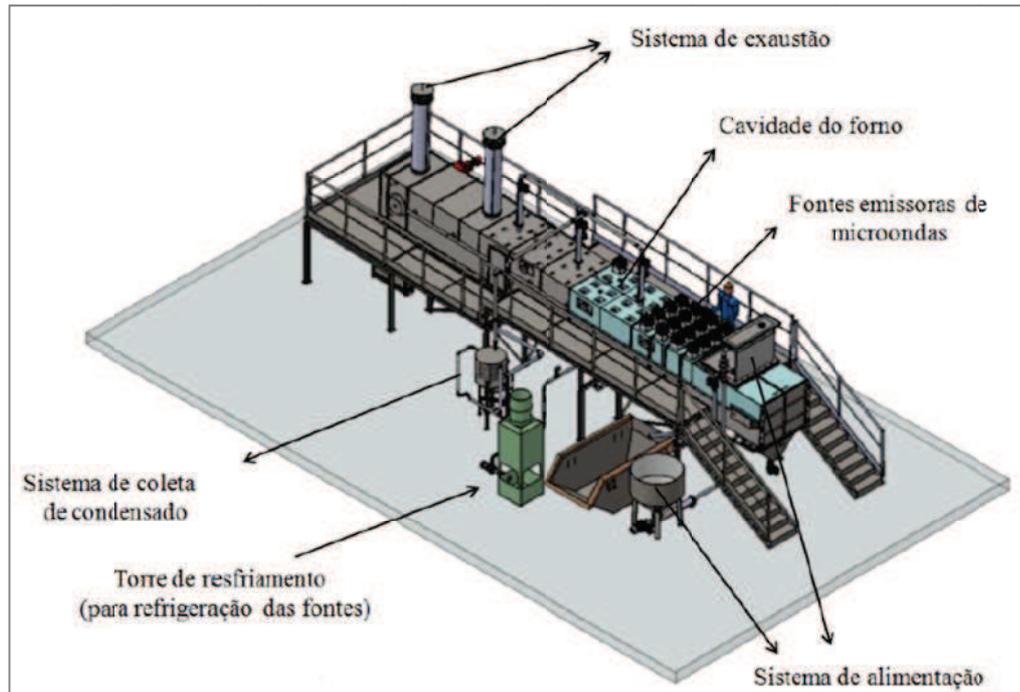


Figura 2.10: Protótipo de unidade contínua semi-industrial para secagem de cascalho por micro-ondas
Fonte: Pereira (2013)

2.5.4.1 Principais riscos ocupacionais e impactos ambientais

Ainda não existem unidades adaptadas para o tratamento por micro-ondas em instalações *offshore*, portanto, os resíduos precisam ser transportados para terra. Logo, os riscos reportados para a alternativa de disposição final *onshore* relacionados ao manuseio, transbordo e transporte marítimo e rodoviário de resíduos reportados anteriormente também são válidos para a alternativa de tratamento por micro-ondas.

Informações sobre riscos e impactos associados a essa alternativa são limitadas. Pereira (2013) reporta que aspectos de automação e segurança foram considerados no projeto da unidade semi-industrial contínua sem, no entanto, maior detalhamento.

As micro-ondas possuem natureza eletromagnética, de modo que seus efeitos dependerão de fatores como duração e intensidade da exposição. Frente a possíveis riscos de exposição, a segurança dos operadores já foi pontuada como uma restrição ao uso mais disseminado da técnica de processamento com micro-ondas, porém, deixou de ser um problema a partir do desenvolvimento de formas seguras de contenção das micro-ondas nas cavidades de processamento (TAKARA e NASCIMENTO, 2008 *apud* LEONARDO, 2009). Nos secadores de micro-ondas, a banda mais comum de operação é 2450MHz (similar ao reportado em Pereira, 2013), podendo ser gerados valores de campo eletromagnéticos bastante

elevados, necessitando de cuidados em sua utilização. Mesmo assim, em condições normais, os secadores podem ser utilizados de forma remota, retirando os cenários de exposição ocupacional. Se houver indícios de que os limites de exposição possam ser ultrapassados, algumas medidas de segurança devem ser tomadas, como identificação dos equipamentos que possam ser fonte de radiação, verificação dos procedimentos de trabalho, simulações de exposição ocupacional ou mesmo medidas preventivas como a criação de zonas de segurança, treinamento específico aos operadores e blindagens junto ao equipamento (SEBASTIÃO *et al.*, 2009).

Robinson *et al.* (2009) e Santos (2014), por sua vez, ressaltam que a presença de gás inerte no equipamento durante o processamento dos cascalhos aumenta a segurança da operação, prevenindo a combustão dos vapores de combustível na cavidade de micro-ondas.

Quanto aos impactos ambientais, a demanda energética dessa alternativa é reportada como superior à do secador de CP (PEREIRA, 2013), resultando em um maior consumo de combustíveis e consequentes emissões atmosféricas. Vale ressaltar que a fase líquida oriunda da separação constitui um efluente que precisa ser tratado a fim de se evitar a contaminação ambiental.

2.5.4.2 Vantagens e limitações

A **Tabela 2.8** apresenta as principais vantagens e limitações da tecnologia de tratamento por micro-ondas. Etapas comuns à destinação *onshore*, como transporte marítimo, movimentação de carga e transporte rodoviário, não estão sendo consideradas nesta tabela, visto já terem sido apresentadas no item 2.5.2 desta dissertação (Disposição Final em Aterros Industriais *onshore*).

Tabela 2.8: Tratamento térmico de cascalho por micro-ondas: vantagens e limitações.

Aspecto	Vantagens	Limitações
Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do volume de resíduos a ser disposto • Possibilidade de utilização do resíduo tratado 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilidade de aumento de emissões atmosféricas devido ao consumo de combustível da unidade de tratamento • Consumo energético superior ao secador de cascalhos convencional
Econômico	<ul style="list-style-type: none"> • Redução dos custos de perfuração devido à recuperação da base orgânica aderida aos cascalhos, praticamente sem perdas e passível de reutilização 	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia ainda em escala piloto ou semi-industrial

Continua...

Tabela 2.8: Tratamento térmico de cascalho por micro-ondas: vantagens e limitações (cont.).

Aspecto	Vantagens	Limitações
Riscos ocupacionais	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilidade de controle e automatização do processo, com redução do risco de exposição dos operadores 	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial geração de poeira devido à presença de materiais particulados
Técnico / Operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Os níveis de descontaminação são superiores aos alcançados pelo SSC • Fluido recuperado isento de sólidos • Não causa a degradação térmica dos fluidos recuperados 	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologia em fase de desenvolvimento, não disponível em escala industrial

Fontes: PEREIRA (2013); ROBINSON *et al.* (2010).

2.6 CRITÉRIOS PARA A TOMADA DE DECISÃO QUANTO À DESTINAÇÃO DOS CPs

A decisão quanto à alternativa a ser adotada na destinação dos CP deve considerar diferentes critérios, incluindo tanto opções de disposição quanto alternativas de aproveitamento dos resíduos. Dentre esses critérios, aspectos regulatórios e a caracterização detalhada dos CP são os primeiros a serem observados no caso de destinações convencionais. Porém, quando opções de aproveitamento são analisadas é necessária a avaliação de seus impactos potenciais como custos, uso de recursos, emissões atmosféricas, riscos de transporte e manuseio, perigos ocupacionais, exposição a produtos químicos. Nesse caso, aspectos como o desempenho ambiental, viabilidade técnica e comercial passam a ter destaque (ABBE *et al.*, 2011; CAPP, 2001).

Um passo importante para a seleção da melhor alternativa em qualquer processo de tomada de decisão é a compreensão aprofundada de aspectos econômicos, operacionais, de saúde e segurança ocupacionais e limitações ambientais de cada tecnologia de gerenciamento de resíduos disponível. Uma proposta detalhada desses parâmetros pode ser verificada em CAPP (2001).

A **Tabela 2.9** apresenta uma síntese de critérios de suporte à decisão aplicáveis à gestão de CP. Esses critérios são gerais e permitem um direcionamento da tomada de decisão para o gestor. Porém, características mais específicas precisam ser analisadas para a definição de detalhes de cada projeto.

Tabela 2.9: Síntese de critérios a serem considerados para destinação dos CPs.

Aspecto	Critério
Ambiental	Aspectos regulatórios
	Consumo de energia
	Características ambientais locais
	Desempenho ambiental
	Impactos ambientais
Econômico	Custos
Técnico / Operacional	Caracterização detalhada dos resíduos
	Viabilidade técnica
	Viabilidade comercial
	Infraestrutura disponível
	Tamanho e portabilidade das unidades
	Taxa de processamento
	Eficiência na remoção de contaminantes
	Manutenção e trabalho requeridos
Aspectos de segurança e saúde ocupacionais	

Fonte: baseado em ABBE *et al.* (2011); BALL *et al.* (2012); CAPP (2001).

2.7 SUSTENTABILIDADE

O conceito de desenvolvimento sustentável é um alvo importante na tomada de decisões na indústria (SINGH *et al.*, 2012), podendo ser definido como o desenvolvimento capaz de atender as necessidades da sociedade atual sem comprometer as chances das futuras gerações em atender às suas próprias necessidades. Esse conceito se apoia em três dimensões: Econômica, Ambiental e Social. Conforme exposto por Schwarz *et al.* (2002), embora a sustentabilidade possa ser definida de maneiras diferentes, sua premissa é que o bem-estar econômico está intimamente ligado à saúde do meio ambiente e ao sucesso das comunidades e cidadãos do mundo.

Em tese, uma análise comparativa de sustentabilidade deve buscar a quantificação dessas três dimensões. Para isso, um número grande e crescente de indicadores ambientais, sociais e econômicos está disponível (AZAPAGIC e PERDAN, 2000). Porém, observa-se que, apesar das análises econômicas serem bastante utilizadas na comparação entre alternativas de processos, a quantificação de aspectos ambientais e sociais não é tão usual e ainda está em desenvolvimento. Esse quadro é reforçado pela variabilidade associada às relações socioeconômicas e ambientais, que torna o tema de sustentabilidade bastante complexo.

Uma vez que não existe um sistema padrão reconhecido mundialmente para a avaliação de sustentabilidade de produtos e processos (TABONE *et al.*, 2010), diferentes

abordagens são discutidas na literatura. A seguir são apresentados princípios e métricas que podem ser utilizados em análises de sustentabilidade.

2.7.1 Princípios *ad hoc* para projetos verdes

Projetos “verdes” podem ser considerados como aqueles que buscam atingir uma maior sustentabilidade, da concepção até a sua execução e término. Segundo Patel *et al.* (2014), a engenharia de processo verde visa o projeto, a comercialização e a utilização de processos e produtos viáveis e econômicos, minimizando a geração de poluição na fonte e o risco à saúde humana e ao meio ambiente. Esse tipo de abordagem tem ganhado espaço nos últimos anos, o que pode ser evidenciado pelo crescimento em iniciativas de rotulagem ambiental, ações de mídia, incentivos fiscais e utilização de produtos oriundos de fontes renováveis.

Para favorecer o desenvolvimento de projetos sustentáveis, alguns conceitos e princípios *ad hoc* são propostos na literatura, a exemplo dos doze Princípios de Engenharia Verde (ANASTAS e ZIMMERMAN, 2003) e dos doze Princípios de Química Verde (ANASTAS e WARNER, 1998 *apud* ARAÚJO *et al.*, 2015), bem como abordagens de Análise do Ciclo de Vida, Projetos Ambientalmente Amigáveis, Ecologia Industrial e Prevenção da Poluição.

Nesse contexto, o conceito de engenharia verde versa sobre a busca da sustentabilidade por meio da combinação entre práticas de engenharia, ciência e tecnologia com princípios e métodos ambientalmente aceitáveis, aplicados a produtos, processos e sistemas. Dessa forma, os Princípios de Engenharia Verde servem como base para projetistas e gestores desenvolverem suas atividades com resultados além de especificações de qualidade e segurança, mas que também consideram fatores ambientais, econômicos e sociais (ABRAHAM e NGUYEN, 2003; ANASTAS e ZIMMERMAN, 2003).

A partir princípios de projetos verdes, o desenvolvimento de produtos, processos e sistemas inerentemente mais seguros é favorecido, bem como a maximização da eficiência em termos de massa, energia, tempo e espaço. Tabone *et al.* (2010) verificaram uma correlação positiva entre a aderência a esses princípios e a redução dos impactos ambientais em processos produtivos. Dessa forma, a análise da aderência de processos a princípios de projetos verdes permite uma visão comparativa quanto à sustentabilidade de diferentes alternativas. Uma síntese desses princípios é apresentada na **Tabela 2.10**.

Tabela 2.10: Exemplos de princípios de projetos verdes.

Os Doze Princípios de Engenharia Verde ⁽¹⁾	1. Inerente ao invés de circunstancial
	2. Prevenção ao invés do tratamento
	3. Projeto para separação
	4. Maximizar a eficiência
	5. Produtos, processos e sistemas devem ser prioritariamente movidos pela “retirada de produtos” e não “empurrados pela entrada”
	6. Conservar complexidade
	7. Durabilidade ao invés de imortalidade
	8. Buscar necessidades, evitar excessos
	9. Minimizar a diversidade de materiais
	10. Integração de materiais locais e fluxo de energia
	11. Projetar prevendo o “ <i>after-life</i> ” do produto
	12. Renovável ao invés de não renovável
Os nove Princípios de Engenharia Verde – Conferência de Sandestin ⁽²⁾	1. Projetar processos e produtos de forma holística, utilizar análises de sistema e integrar ferramentas de avaliação de impacto ambiental
	2. Conservar e melhorar ecossistemas naturais enquanto se protege a vida humana e o bem-estar
	3. Utilizar a abordagem de ciclo de vida em todas as atividades de engenharia
	4. Garantir que todas as entradas e saídas de material e energia são tão inerentemente seguras e benignas quanto possível
	5. Reduzir a depleção de recursos naturais
	6. Esforçar-se para evitar o desperdício
	7. Desenvolver e aplicar soluções de engenharia estando ciente da geografia, aspirações e cultura locais
	8. Criar soluções de engenharia além das tecnologias atuais ou dominantes; melhorar, inovar e inventar (tecnologias) para alcançar a sustentabilidade
	9. Envolver ativamente comunidades e partes interessadas no desenvolvimento de soluções de engenharia
Os Doze Princípios de Química Verde ⁽³⁾	1. Prevenção
	2. Economia atômica
	3. Síntese de produtos químicos menos perigosos
	4. Projetar produtos químicos mais seguros
	5. Solventes e auxiliares mais seguros
	6. Projetar para a eficiência energética
	7. Uso de fontes renováveis
	8. Reduzir produtos secundários
	9. Catálise
	10. Projetado para degradação
	11. Análise em tempo real para prevenção da poluição
	12. Química inerentemente mais segura para prevenção de acidentes
Os três Princípios Simplificados ⁽⁴⁾	1. Maximizar a eficiência dos recursos
	2. Eliminar e minimizar perigos e poluição
	3. Projetar sistemas holisticamente e utilizando o conceito de ciclo de vida

Fontes: ⁽¹⁾ANASTAS e ZIMMERMAN (2003); ⁽²⁾ABRAHAM e NGUYEN (2003); ⁽³⁾ANASTAS e WARNER (1998) *apud* ARAÚJO *et al.* (2015); ⁽⁴⁾JIMÉNEZ-GONZÁLEZ e CONSTABLE (2011).

2.7.2 Métricas de sustentabilidade

Não existe um padrão aceito mundialmente para a avaliação de sustentabilidade, haja vista o caráter multicritério deste conceito. No entanto, a escolha de alternativas de processo pode ser feita com o auxílio de métricas quantitativas, com o objetivo de se reduzir a subjetividade associada a esse tipo de análise.

Diferentes metodologias são utilizadas para análises comparativas envolvendo conceitos de sustentabilidade, tais como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a avaliação de impactos ambientais (AIA) e o Impacto Ambiental Potencial (*Potential Environmental Impact – PEI*).

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma ferramenta que permite a quantificação dos impactos ambientais resultantes da produção, uso e disposição de um produto ou processo. Essa metodologia foi utilizada por Pettersen (2007) para avaliação do impacto ambiental de diferentes tecnologias de fluidos de perfuração. Para isso, foi necessário o desenvolvimento de metodologia adaptada ao tema, com a utilização do software SimaPro (PRé Consultants). A partir da elaboração de um inventário de dados, o autor realizou avaliações comparativas de aspectos da perfuração *offshore* considerando cenários de fluidos com diferentes bases, transbordo de carga da plataforma para barcos de apoio com uso de guindastes e sistema de bombeamento hidráulico e o tratamento *onshore* de CPs em comparação ao descarte *offshore*. Ding *et al.* (2013) também utilizaram a Avaliação de Ciclo de Vida para analisar os impactos de duas opções de gerenciamento de CP: reinjeção *offshore* e solidificação *onshore*, com uso do software eBalance Evaluation.

Em paralelo, indicadores de sustentabilidade e índices compostos estão ganhando importância e sendo reconhecidos como uma ferramenta útil ao fornecer informações sobre o desempenho empresarial relacionado a melhorias na área ambiental, econômica, social ou técnica. Esses indicadores favorecem a contextualização do tópico que estiver sendo analisado e indicação de tendências, permitindo a simplificação, quantificação, análise e comunicação de informações complexas (SINGH *et al.*, 2012).

A partir de uma base de dados é possível se organizar as informações por meio de indicadores e métricas quantitativas. Nas análises de sustentabilidade, esses indicadores ou métricas que caracterizem o sistema podem ser utilizados para se obter um índice agregado visando facilitar o processo de tomada de decisão (SIKDAR *et al.*, 2012).

Atualmente, existem várias iniciativas relacionadas a indicadores e métodos aplicáveis a análises de sustentabilidade. Singh *et al.* (2012) apresentam uma coletânea de índices

implementados para medir o desempenho de alternativas de processo em termos de sustentabilidade, além de discutir considerações sobre a formulação metodológica dos mesmos. Os autores consideram que poucas metodologias e índices de sustentabilidade consideram a tríade meio ambiente, economia e sociedade, sendo esta uma das maiores dificuldades a ser refletida nas quantificações.

Schwarz *et al.* (2002) listam cinco indicadores básicos de sustentabilidade: intensidade material, intensidade de energia, consumo de água, emissões tóxicas e emissões poluentes. A depender da necessidade dos tomadores de decisão, métricas complementares podem ser desenvolvidas. No entanto, deve-se ter cautela ao se considerar um número muito elevado de fatores. Medições que combinam muitos componentes tendem a ser menos versáteis e menos úteis para a realização de comparações entre produtos e indústrias. Assim, é mais adequado se ter um grupo núcleo de métricas simples e amplamente aplicáveis e, se necessário, construir métricas complementares no caso de indústrias especializadas. Por exemplo, pode-se incluir a emissão de gases de efeito estufa como métrica complementar na categoria de emissões poluentes.

A importância de se definir um pequeno número de métricas é reforçada por Skidar *et al.* (2003), que também recomendam que as métricas escolhidas sejam tão independentes umas das outras quanto possível.

Por fim, ressalta-se que, cientificamente, a sustentabilidade é mais bem compreendida em termos comparativos, considerando um conjunto de indicadores ou métricas que representem os três pilares da sustentabilidade. Apesar do número e da natureza dos indicadores escolhidos para esse tipo de análise ser diferente em cada tipo de sistema, as alternativas a serem comparadas devem utilizar o mesmo grupo de indicadores. Dessa forma, comparações entre pares podem ser feitas entre as alternativas e um processo de referência, utilizando-se um grupo definido de indicadores de sustentabilidade (SIKDAR *et al.*, 2012).

3 METODOLOGIA

A metodologia utilizada nesta dissertação consiste na análise técnico-ambiental de alternativas de destinação de cascalho de perfuração a partir da utilização de abordagem qualitativa baseada em Princípios de Engenharia Verde associada a métricas quantitativas. Fez-se uso de pesquisa bibliográfica, levantamento documental e entrevistas não estruturadas. O estudo foi realizado em 03 etapas:

- i) Contextualização do problema e identificação de alternativas de tratamento e destinação final de CP, com ênfase para aquelas implantadas ou em estudo no Brasil;
- ii) Seleção de técnicas de destinação final de CP aplicáveis ao cenário brasileiro no contexto *offshore*;
- iii) Comparação das técnicas selecionadas com base em métricas de sustentabilidade propostas para a análise do desempenho técnico e ambiental entre alternativas de processamento e destinação de CP.

3.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DE CP

A revisão bibliográfica envolveu a pesquisa em literatura acadêmica e não acadêmica, tais como: livros e artigos científicos; trabalhos apresentados em congressos nacionais e internacionais; consulta a teses e dissertações; consulta a documentos, estudos ambientais e relatórios técnicos relacionados ao tema; consulta a legislação nacional; e pesquisa em empresas com área de atuação relacionada ao tema desta dissertação.

A contextualização do problema trata de uma descrição geral do resíduo CP, seu processo de geração e regulamentações relacionadas ao tema. Também foram levantadas informações para a identificação das principais alternativas de tratamento e destinação final de CP já consolidadas ou em fase experimental a nível mundial, com ênfase naquelas implantadas ou em estudo no Brasil.

Por fim, realizou-se um levantamento bibliográfico para identificação dos principais critérios a serem considerados na gestão de CP.

3.2 SELEÇÃO DE TÉCNICAS DE DESTINAÇÃO FINAL DE CP APLICÁVEIS AO CENÁRIO BRASILEIRO

A seleção de técnicas aplicáveis ao cenário brasileiro teve como premissa a redução do universo amostral para até 04 (quatro) alternativas dentre aquelas identificadas no levantamento bibliográfico. Esse recorte foi utilizado para possibilitar um melhor detalhamento nas fases subsequentes do estudo, que abrangeu o levantamento de aspectos relacionados à suas características técnicas, vantagens e limitações, custos, regulamentação e principais riscos ocupacionais e impactos ambientais. As alternativas selecionadas foram:

- i) Descarte qualificado no mar;
- ii) Transporte e disposição em aterros industriais *onshore*;
- iii) Reinjeção de cascalhos *offshore*;
- iv) Transporte, tratamento térmico com micro-ondas e disposição em aterros industriais *onshore*.

Essa seleção foi baseada em análise da autora a partir das informações obtidas no levantamento bibliográfico e de entrevistas não estruturadas realizadas com profissionais envolvidos na gestão de CP gerado em áreas *offshore* no Brasil. Assim, as duas primeiras alternativas foram escolhidas com base em critérios discutidos no item 2.6 desta dissertação, especialmente por apresentarem viabilidade técnica e comercial, associado à infraestrutura disponível no país.

Apesar da alternativa de Reinjeção de CPs *offshore* apresentar limitações técnicas para implantação em águas profundas, sua comparação foi incluída neste estudo inspirada pelo desenvolvimento e utilização da técnica em outras regiões do mundo e por ser conhecida como uma opção de “descarte zero”. O tratamento térmico com uso de micro-ondas também possui limitações técnicas e ainda não está disponível em escala industrial. Optou-se pela seleção dessa alternativa por ser um exemplo de inovação tecnológica em desenvolvimento no Brasil.

3.3 ANÁLISE COMPARATIVA DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS

O levantamento de métricas e metodologias aplicáveis à análise comparativa foi realizado a partir da correlação do tema com estudos de outras áreas industriais. A

metodologia proposta para a avaliação da sustentabilidade foi baseada nos trabalhos de Araújo *et al.* (2015) e Pettersen (2007), com adaptações.

Araújo *et al.* (2015) propõem uma metodologia para avaliação da sustentabilidade de alternativas de processos que combina critérios *ad hoc* baseados em princípios de Projetos Verdes (*Green Design*) e métricas quantitativas, resultando no cálculo de um índice único denominado Grau de Sustentabilidade (*Sustainability Degree - SD*), o qual permite a classificação entre os processos analisados.

Por sua vez, Pettersen (2007) apresenta uma avaliação de tecnologias de fluidos de perfuração com base em critérios ambientais e econômicos, considerando também métricas relacionadas à saúde ocupacional.

Ressalta-se, que neste trabalho não são avaliados impactos relacionados ao meio biótico, tais como efeitos da ecotoxicidade e do soterramento de organismos bentônicos. Esse tema é tratado em diversos estudos que consideram o impacto das liberações intermitentes e contínuas de CP e fluidos de perfuração no ambiente marinho (BAKE *et al.*, 2013; PETTERSEN, 2007; IOGP, 2016). Devido à complexidade do tema e ao foco definido para o presente estudo, tais impactos não são analisados.

3.3.1 Escopo e Limitações da Análise

O escopo desta análise é definido pelas alternativas de destinação final de CP que estão sendo consideradas e pela disponibilidade de dados. Não é objetivo deste trabalho a geração de dados primários. Os dados secundários utilizados foram obtidos a partir de diferentes fontes, não representando um projeto específico e sim uma compilação de dados disponíveis em literatura.

A ausência de dados específicos disponíveis impede uma avaliação quantitativa precisa. Ainda assim, a metodologia proposta permite a indicação de uma tendência em relação ao desempenho técnico e ambiental de cada alternativa analisada.

A análise é feita em nível de sistema (tratamento e destinação de CP), permitindo a recomendação da alternativa com melhor desempenho. Portanto, a definição das fronteiras do sistema e das premissas de cada alternativa direciona o método para que o objetivo do estudo seja alcançado.

3.3.2 Princípios *ad hoc* de Engenharia Verde

Tabone *et al.* (2010) reportam uma correlação positiva entre a aderência a princípios de projetos verdes e a redução dos impactos ambientais em processos produtivos. Portanto, a análise da aderência de processos a esses princípios pode permitir uma visão comparativa quanto à sustentabilidade de alternativas em estudo.

Originalmente desenvolvidos com foco sobre processos produtivos os princípios de engenharia verde também podem ser utilizados para a análise de sustentabilidade na destinação de resíduos devido ao seu caráter holístico.

Araújo *et al.* (2015) realizaram uma análise integrada que considera diferentes publicações relacionadas a princípios e métricas de sustentabilidade, sintetizando suas correlações em uma série de critérios heurísticos denominados pelos autores como Critérios de Projetos Verdes, ou *Green Design Criteria* (GDC). Os 14 (quatorze) GDCs propostos pelos autores são apresentados a seguir:

- GDC#1: Prevenção ao invés de tratamento de resíduos é a melhor estratégia de proteção ambiental;
- GDC#2: Incorporar todos os materiais utilizados no processo para o produto final, projeto adaptado às necessidades, com a máxima eficiência;
- GDC#3: Utilizar e gerar substâncias que possuam pequena ou nenhuma toxicidade para a saúde humana e para o meio ambiente, enquanto se preserva a eficácia de sua utilização;
- GDC#4: Reconhecer os impactos ambientais e econômicos da demanda energética e os minimizar;
- GDC#5: Utilizar materiais renováveis ao invés de esgotáveis;
- GDC#6: Evitar a derivação desnecessária e minimizar a complexidade dos produtos;
- GDC#7: Evitar subprodutos utilizando reagentes catalíticos tão seletivos quanto possível;
- GDC#8: O produto não deve persistir no ambiente após utilização. Almejar a durabilidade, não a imortalidade, deve ser um objetivo de projeto;
- GDC#9: Monitoramento do processo e controle em tempo real para minimizar a poluição e emissão de substâncias perigosas;

- GDC#10: Incorporar uma abordagem holística, sistêmica, para redução do risco;
- GDC#11: Complexidade deve ser vista como um investimento ao se fazer escolhas de projetos sobre reciclagem, reuso ou disposição final proveitosa;
- GDC#12: Minimizar a diversidade de materiais em produtos com multicomponentes para promover a desmontagem e retenção de valor;
- GDC#13: Projetar para desempenho pós-consumo. Projeto para a desmontagem;
- GDC#14: Projetar holisticamente com soluções inovadoras, enquanto se vai ao encontro de especificidades geográficas e culturais.

A partir da lista de GDC propostos por Araújo *et al.* (2015) foram selecionados aqueles considerados aplicáveis ao objetivo do presente estudo. Uma vez que a análise tem como escopo o sistema associado às alternativas de destinação final de cascalhos, os critérios GDC#2, GDC#6, GDC#7 e GDC#13, originalmente sugeridos por aqueles autores, foram considerados não aplicáveis. Entende-se que os enunciados de tais critérios são diretamente relacionados a processos de fabricação de produtos. Como as alternativas selecionadas não permitem, até o momento, o aproveitamento direto dos cascalhos como matéria-prima ou produto a ser utilizado em outros processos, tais critérios receberam peso 0 (zero).

3.3.3 Métricas de sustentabilidade

Como ferramenta auxiliar ao processo de tomada de decisão na gestão de resíduos, um conjunto de métricas quantitativas de sustentabilidade foi definido para complementar os Critérios de Projetos Verdes (GDC), conforme sugerido em Araújo *et al.* (2015). Neste trabalho, propõe-se uma adaptação das métricas sugeridas por aqueles autores, tendo em vista se tratar de um processo de destinação final de resíduos gerados na cadeia produtiva de E&P e não de um processo produtivo.

A seleção das métricas foi baseada na simplicidade de cálculo, disponibilidade de dados e em critérios para a tomada de decisão apresentados no item 2.6 desta dissertação. Assim, a análise de sustentabilidade teve como foco o consumo de energia, emissões atmosféricas, custos e riscos ocupacionais associados a cada alternativa. Adicionalmente, optou-se pela inclusão de uma ponderação relacionada à maturidade tecnológica de cada processo analisado.

Neste trabalho, a lógica para a análise das métricas de sustentabilidade é: quanto menor o valor, mais sustentável a alternativa. A exceção se faz para o indicador de maturidade tecnológica, para o qual: quanto maior o valor, mais sustentável e desenvolvida a alternativa.

O conjunto sugerido de métricas aplicáveis ao processo de tomada de decisão quanto à destinação de resíduos de perfuração é apresentado na **Tabela 3.1** e descrito na sequência. Esclarecimentos adicionais e o cálculo das métricas são apresentados no Apêndice A.

Tabela 3.1: Métricas selecionadas para a análise comparativa

Aspecto medido	Métricas		
	Categoria	Definição/Parâmetros	Referência
Ambiental	Intensidade de Energia (<i>Energy Intensity – EI</i>)	Unidade de energia elétrica por unidade de massa de resíduo	(1)
	Intensidade de Carbono (<i>Carbon Intensity – CI</i>)	$CI = \frac{kg\ CO_2}{kg\ resíduo}$	(1)
	Emissões de gases de efeito estufa (<i>Greenhouse gas emissions - GHG</i>)	$GHG_i = \frac{kg\ CO_{2eq\ i}}{kg\ resíduo}$	(2)
	Intensidade de água (<i>Water Intensity – WI</i>)	$WI = \frac{kg\ água}{kg\ resíduo}$	(1)
Econômico	Custo	Custo de operação (US\$)	(1)
Saúde ocupacional (Social)	Risco de lesão por movimentação de carga (MovCarga)	MovCarga = DALY * n° içamentos com guindaste Onde: DALY = <i>Disability Adjusted Life Years</i> (evento de lesão por içamento)	(3)
Técnico	Níveis de Maturidade Tecnológica (<i>Technology Readiness Levels – TRL</i>)	Nível de maturidade tecnológica com base em uma escala de 1 a 9, onde 1 (um) é o menor nível de maturidade e 9 (nove) representa o nível de maturidade mais elevado	(4)

Fontes: ⁽¹⁾Adaptado de Araújo *et al.* (2015); ⁽²⁾Adaptado de Schwarz *et al.* (2002); ⁽³⁾ Baseado em Pettersen (2007); ⁽⁴⁾Mankins (1995).

- a) **Intensidade de Energia (*Energy Intensity – EI*)** – unidade de energia elétrica por unidade de massa de resíduo tratado/disposto. Refere-se à medida do total de combustível ou energia consumido para suprir a demanda energética do processo. A entrada de energia inclui óleo combustível e eletricidade. Em todos os casos, foi feita a conversão da energia dos combustíveis para energia elétrica (kWh). Neste estudo, quando o consumo específico de energia ou combustível não estiver disponível para um determinado elemento do sistema, o cálculo da demanda

energética considera a potência nominal dos equipamentos e tempo estimado de operação. Nenhuma das alternativas prevê a geração de energia.

- b) **Intensidade de Carbono (*Carbon Intensity* – CI)** – massa de CO₂ emitido por massa de resíduo tratado/disposto. O cálculo da emissão de CO₂ considera o consumo e as características do combustível utilizado, além de fator de emissão padrão (IPCC, 2006).
- c) **Emissões de Gases de Efeito Estufa (*Greenhouse gas emissions* - GHG)** – massa de dióxido de carbono equivalente (CO_{2eq}) emitida por massa de resíduos tratados/dispostos. Neste estudo, a métrica inclui o CO_{2eq} emitido a partir da queima de combustíveis necessária para a geração de energia e para o transporte dos resíduos, não incluindo as emissões que porventura sejam associadas à degradação do resíduo. O cálculo das emissões de CO_{2eq} associadas às operações de cada alternativa considera o consumo e as características do combustível utilizado, fatores de emissão padrão (IPCC, 2006) e o potencial de aquecimento global de cada gás selecionado (UNFCCC, 2002 *apud* API, 2009). Os gases selecionados são: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O).
- d) **Intensidade de Água (*Water Intensity* – WI)** - massa de água consumida por massa de resíduo tratado/disposto. Não considera a água da chuva que possa ser adicionada ao processo, por se tratar de uma condição específica de cada locação.
- e) **Custo** – custo relacionado a cada processo. Em geral, as análises de custo consideram os custos de capital (CAPEX) e de operação (OPEX), além de análises estatísticas como a Taxa Interna de Retorno (TIR) e Valor Presente Líquido (VPL). Porém, devido à limitação de dados públicos de custos relacionados às alternativas em análise, neste estudo não são considerados os custos de aquisição e instalação de equipamentos em nenhuma das alternativas. É considerado o custo de operação estimado em função dos dados disponíveis e das fronteiras e premissas assumidas para cada cenário.
- f) **Risco de lesão por Movimentação de Carga (MovCarga)** – produto entre os anos de vida perdidos por incapacidade (*Disability adjusted life year* – DALY) e

o total de movimentações de carga com uso de guindaste prevista em cada alternativa de processo. Um aspecto importante para atividades de construção de poços *offshore* é a utilização de guindastes para movimentação e transbordo de cargas e equipamentos na sonda e nos barcos de apoio. Considerando-se que um grande número de movimentações de carga é necessário para o transporte de resíduos de perfuração da sonda até as instalações terrestres, Pettersen (2007) propôs um fator de caracterização para movimentações com uso de guindastes com base no conceito DALY. O fator proposto por Pettersen (2007) permite a análise do impacto na saúde ocupacional associado à movimentação de carga com uso de guindaste, tendo como base o número de eventos de lesão por içamento (*Crane-lift injury-event* – CIE), associado aos anos ajustados de incapacidade, resultando em um valor de DALY por içamento. A métrica proposta por aquele autor serviu como base para o tema de impactos à saúde do trabalhador, não sendo objeto deste trabalho o cálculo do DALY.

- g) **Níveis de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Levels* – TRL)** – sistema de medição ordenada que auxilia a avaliação da maturidade de uma determinada tecnologia, bem como a comparação de maturidade de diferentes tecnologias, com pontuações variando de 1 (um) a 9 (nove), onde 1 representa o nível inicial e 9 o nível mais alto de maturidade tecnológica (MANKINS, 1995). Originalmente concebidos para utilização pela Agência de Pesquisa Espacial Americana (*National Aeronautics and Space Administration* – NASA), essa métrica permite a utilização de seu conceito em outros modelos de processo. Eficientes para a avaliação do nível de maturidade das tecnologias, os TRL têm algumas limitações, como o fato de medirem a maturidade ao longo de um único eixo, referente à capacidade de demonstração da tecnologia (GIL *et al*, 2014).

3.3.4 Análise de sustentabilidade multicritério

Quando existe a necessidade de se determinar preferências entre diferentes objetivos é comum a utilização de análises multicritério. Indicadores quantitativos e qualitativos podem ser associados a políticas específicas, alcançando simultaneamente as três dimensões da sustentabilidade. A metodologia de análise de sustentabilidade adotada nesta dissertação, baseada na proposta de Araújo *et al.* (2015), se fundamenta na combinação dos GDCs

apresentados no item 3.3.2 desta dissertação (qualitativos e dependentes da opinião de especialistas) com as métricas quantitativas propostas na Tabela 11. As etapas dessa análise multicritério são listadas a seguir.

3.3.4.1 Pontuação das alternativas de destinação com base nos Critérios de Projetos Verdes (GDC – *Green Design Criteria*)

Cada alternativa selecionada neste estudo é analisada quanto à conformidade em relação a um dado GDC. Adotou-se a seguinte pontuação:

- 1 = alta conformidade;
- 3 = média conformidade; e
- 9 = baixa conformidade.

3.3.4.2 Pontuação das métricas quantitativas

As métricas da Tabela 3.1 são calculadas e representadas na matriz M de dimensão np linhas (número de processos) e nm colunas (número de métricas) e, posteriormente, normalizadas conforme Eq. (1), para produzir a matriz NM :

$$NM_{i,j} = \frac{M_{ij}}{\langle M_j \rangle} \quad (1)$$

onde:

$NM_{i,j}$ = $i^{\text{ésima}}$ métrica normalizada ($i = 1, \dots, nm$) para o $j^{\text{ésimo}}$ processo (destinação de CP) ($j=1, \dots, np$);

$\langle M_j \rangle$ = valor médio da $i^{\text{ésima}}$ métrica calculada entre os valores exibidos pelos np processos.

A pontuação foi atribuída da seguinte maneira (exceto para a métrica TRL):

- 1 (Desempenho bom), se $NM_{ij} < 1$;
- 3 (Desempenho regular), se $1 \leq NM_{ij} < 2$;
- 9 (Desempenho pobre), se $NM_{ij} \geq 2$.

Para a métrica TRL, a pontuação foi adaptada, visto que essa métrica é diretamente proporcional à sustentabilidade e possui intervalo de valores definido (1 a 9), sendo atribuída da seguinte maneira:

- 1 (Desempenho bom), se $TRL \geq 8$;
- 3 (Desempenho regular), se $5 \leq TRL < 8$;
- 9 (Desempenho pobre), se $TRL < 5$.

3.3.4.3 Cálculo da Matriz de Severidade Multicritério (*SM – Severity Matrix*)

No cálculo da Matriz de Severidade (*SM*), considera-se uma matriz *GD* com as pontuações dos GDC para os *np* processos analisados, e um Vetor de Peso de Política (*PWV – Policy Weight Vector*) para ponderar as prioridades de tomada de decisão. Para políticas ponderadas de maneira equivalente, PWV_i é igual a $1/nc$ (onde *nc* é o número de GDCs). Este é o caso do presente estudo, onde não se objetiva a consulta estruturada a especialistas para ponderação de diferentes pesos de políticas.

A primeira etapa para cálculo da Matriz *SM* é a obtenção do Índice de Criticidade de Projetos Verdes (*GDCI – Green Design Criticality Index*), definido conforme Eq. (2):

$$GDCI_{np \times 1} = GD_{np \times nc} * PWV_{nc \times 1} \quad (2)$$

onde:

$$GD = \begin{bmatrix} gd_{1,1} & gd_{1,2} & \dots & gd_{1,nc} \\ gd_{2,1} & gd_{2,2} & \dots & gd_{2,nc} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ gd_{np,1} & gd_{np,2} & \dots & gd_{np,nc} \end{bmatrix}_{np \times nc} \quad PWV = \begin{bmatrix} wp_1 \\ \dots \\ \dots \\ wp_{nc} \end{bmatrix}_{nc \times 1}$$

np = número de processos analisados;
nc = número de GDC.

O *GDCI* permite analisar quão crítica é a alternativa de destinação final para o meio ambiente, considerando a política associada. Esse índice também pode ser considerado como uma medida de intensidade do potencial de impacto de cada alternativa. A combinação da matriz *NM* e do *GDCI* resulta na Matriz de Severidade (*SM*). O cálculo de *SM* é baseado na matriz *MGDCI*, calculada conforme Eq. (3):

$$MGDCI = GDCI_{np \times 1} * [1 \ 1 \ \dots \ 1 \ 1]_{1 \times nm} = \begin{bmatrix} gdc_i_1 & gdc_i_1 & \dots & gdc_i_1 \\ gdc_i_2 & gdc_i_2 & \dots & gdc_i_2 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ gdc_i_{np} & gdc_i_{np} & \dots & gdc_i_{np} \end{bmatrix}_{np \times nm} \quad (3)$$

A Matriz de Severidade (*SM*) é obtida, portanto, com o produto *Hadamard* das matrizes *MGDCI* e *NM*, conforme Eq. (4):

$$SM_{np \times nm} = MGDCI_{np \times nm} \otimes NM_{np \times nm} \quad (4)$$

onde:

$$NM = \begin{bmatrix} NM_{1,1} & NM_{1,2} & \dots & NM_{1,nm} \\ NM_{2,1} & NM_{2,2} & \dots & NM_{2,nm} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ NM_{np,1} & NM_{np,2} & \dots & NM_{np,nm} \end{bmatrix}_{np \times nm}$$

$$SM = \begin{bmatrix} gdc_i_1 NM_{1,1} & gdc_i_1 NM_{1,2} & \dots & gdc_i_1 NM_{1,nm} \\ gdc_i_2 NM_{2,1} & gdc_i_2 NM_{2,2} & \dots & gdc_i_2 NM_{2,nm} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ gdc_i_{np} NM_{np,1} & gdc_i_{np} NM_{np,2} & \dots & gdc_i_{np} NM_{np,nm} \end{bmatrix}_{np \times nm}$$

3.3.4.4 Cálculo do Fator de Criticidade (CF – *Criticality Factor*) e do Grau de Sustentabilidade (SD – *Sustainability Degree*)

A Matriz de Severidade (*SM*) permite a visualização dos diferentes desempenhos ambientais das alternativas em análise, sob a forma de severidades (intensificados pelos GDCs). No entanto, a adoção de índices únicos de desempenho pode favorecer a tomada de decisão em situações práticas. Neste trabalho, são considerados os seguintes índices: Fator de Criticidade (CF – *Criticality Factor*) e Grau de Sustentabilidade (SD – *Sustainability Degree*).

Esses índices são calculados a partir da matriz *NM* (métricas normalizadas) e do Índice de Criticidade de Projetos Verdes (*GDCI*), conforme Eq. (5) a (7):

$$CF = GDCI_{np \times 1} * \left[NM_{np \times nm} \begin{bmatrix} 1 \\ 1 \\ \dots \\ 1 \end{bmatrix}_{nm \times 1} \right] = \begin{bmatrix} gdc_i_1 \sum_{j=1}^{nm} NM_{1,j} \\ gdc_i_2 \sum_{j=1}^{nm} NM_{2,j} \\ \dots \\ gdc_i_{np} \sum_{j=1}^{nm} NM_{np,j} \end{bmatrix}_{np \times 1} \quad (5)$$

$$SI = \frac{100}{Cf_{ref}} CF \quad (6)$$

$$SD = 100 * \begin{bmatrix} 1/si_1 \\ 1/si_2 \\ \dots \\ 1/si_{np} \end{bmatrix}_{np \times 1} \quad (7)$$

onde:

cf_{ref} = CF do processo de referência, escolhido entre as alternativas em análise;

SI = Vetor com os índices de severidade (*Severity Index*). Quanto mais alto um elemento no vetor SI , mais baixa será a sua sustentabilidade.

$si_1 \dots si_{np}$ = elementos do vetor SI .

SD = Grau de Sustentabilidade (*Sustainability Degree*).

Nesta dissertação, o descarte qualificado no mar foi selecionado como o Processo de Referência, tanto por ser a principal prática adotada em perfurações *offshore* quando permitido pelas regulamentações locais (IOGP, 2016), quanto por ser a destinação mais utilizada e disponível atualmente no Brasil para o descarte de CP *offshore* em grande escala.

Por fim, para permitir a visualização da contribuição de cada métrica na severidade geral dos processos analisados fez-se uso da matriz de Contribuição de Severidade (*Severity Contribution – SC*), conforme Eq. (8):

$$SC = 100 * \begin{bmatrix} \frac{sm_{1,1}}{\sum_1^{nm} sm_{1,j}} & \frac{sm_{1,2}}{\sum_1^{nm} sm_{1,j}} & \dots & \frac{sm_{1,nm}}{\sum_1^{nm} sm_{1,j}} \\ \frac{sm_{2,1}}{\sum_1^{nm} sm_{2,j}} & \frac{sm_{2,2}}{\sum_1^{nm} sm_{2,j}} & \dots & \frac{sm_{2,nm}}{\sum_1^{nm} sm_{2,j}} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \frac{sm_{np,1}}{\sum_1^{nm} sm_{np,j}} & \frac{sm_{np,2}}{\sum_1^{nm} sm_{np,j}} & \dots & \frac{sm_{np,nm}}{\sum_1^{nm} sm_{np,j}} \end{bmatrix}_{np,nm} \quad (8)$$

3.3.5 Alternativas: premissas e descrição dos cenários

Este trabalho se baseia em cenários hipotéticos, não vinculados a projeto específico, sendo fundamental a definição de premissas relacionadas ao escopo da análise, parâmetros operacionais e aspectos regulatórios.

O estudo de caso visa exemplificar a aplicação da metodologia proposta, buscando refletir condições de atividades de perfuração na área do pré-sal da Bacia de Santos. As métricas são empregadas conforme disponibilidade de dados publicados. A análise comparativa considera 04 (quatro) cenários:

- 1) **Descarte no mar**: descarte qualificado do CP na área da localização do poço *offshore*, após passagem pelo sistema secador de cascalhos (SSC);
- 2) **Aterro onshore**: transbordo e transporte marítimo para desembarque do resíduo em terra, seguido por transporte rodoviário e disposição final em Aterro de Resíduos Industriais;

- 3) **Reinjeção offshore:** reinjeção de CP *in situ* no anular do poço perfurado;
- 4) **Micro-ondas:** envolve o transbordo e transporte marítimo para desembarque do resíduo em terra, seguido por transporte rodoviário até base de tratamento de resíduos, tratamento térmico por micro-ondas e transporte rodoviário para disposição final dos resíduos sólidos em Aterro de Resíduos Industriais.

Premissas gerais:

- a) A análise é apresentada para o caso de um único poço, hipotético, perfurado na área dos reservatórios do pré-sal da Bacia Sedimentar Marítima de Santos;
- b) A base de apoio marítima utilizada para o recebimento dos resíduos está localizada no Porto de Niterói, município de Niterói – RJ;
- c) Considera-se que a unidade de perfuração é um navio-sonda e que o poço de referência está localizado em lâmina d'água de 2000m, a 250Km de distância do Porto de Niterói (Apêndice A);
- d) É assumido que a sonda possui sistema de controle de sólidos e SSC instalados e cuja eficiência permite atingir o limite de teor de base orgânica do fluido aderido, por peso de cascalho úmido, de até 6,9% após tratamento;
- e) São considerados como pré-existentes nos cenários: i) SSC a bordo da sonda de perfuração; ii) infraestrutura logística e portuária consolidada; iii) central de resíduos com unidade de tratamento térmico por micro-ondas; e iv) aterro de resíduos sólidos industriais. As instalações e as empresas de transporte são consideradas operacionais e licenciadas junto ao órgão ambiental competente;
- f) Em todos os cenários, assume-se que a operação ocorre em condições ideais, sem paradas para reparos ou tempo perdido devido a condições meteoceanográficas adversas;
- g) A análise considera como unidade funcional 228m³ de CP gerado nas fases do poço perfurado com FBNA (apresentado no item 5.1 desta dissertação);
- h) O volume de CP gerado durante a perfuração é estimado com base nas dimensões do poço e percentagem de *washout* (fator de alargamento). Optou-se pela utilização dos percentuais de *washout* sugeridos em Pivel *et al.* (2009) e USEPA (2000): 0% para fase I, 30% para fase II e 7,5% para as fases III e IV. Não é considerado o fator de empolamento das partículas;
- i) Densidade do CP é 2,6 g/cm³ (PEREIRA, 2010);

- j) Custos específicos de desmobilização da infraestrutura não são considerados na análise (e.g., abandono do poço de injeção, encerramento do aterro sanitário, retirada de equipamentos instalados na sonda de perfuração);
- k) O mesmo tipo de fluido de perfuração é utilizado em todos os cenários. Nas fases com retorno, o sistema de controle de sólidos permite a recuperação de parte do FBNA aderido aos CPs. Portanto, a análise não considera os custos associados ao fluido;
- l) A análise não abrange o tratamento de efluentes gerados durante os processos de tratamento de cascalhos, tais como o fluido recuperado no secador de cascalho ou a fase líquida resultante do tratamento por micro-ondas;
- m) No caso de transporte para terra, a disposição final dos resíduos sólidos assume 100% para Aterro de Resíduos Industriais, mesmo após tratamento térmico com micro-ondas;
- n) No Brasil, é permitido o descarte no mar de cascalhos gerados durante a perfuração com FBA. Esse tipo de fluido é utilizado durante a perfuração das fases sem retorno para a plataforma, sendo assumido que o descarte de FBA e CP a eles associados é permitido em conformidade com as diretrizes do IBAMA. Assim, a análise de sustentabilidade não abrange o caso da gestão de CP associados a FBA;
- o) O compartimento relacionado ao meio biótico não é considerado na análise comparativa.

3.3.5.1 Premissas da alternativa de descarte no mar

No cenário de descarte no mar, os CPs e fluido sintético aderido são descarregados da sonda de perfuração após tratamento no sistema de controle de sólidos e SSC. O fluido sintético a granel não é descartado no mar, sendo reutilizado ou transportado para tratamento em terra. Outras premissas adotadas são:

- a) Em geral, a operação do secador de cascalho não é contínua (PEREIRA, 2010), de modo que as descargas de CP são intermitentes. Porém, devido à limitação de dados sobre regime de operação, assume-se que a operação do SSC permanece constante durante a perfuração das Fases III e IV do poço de referência e que os processos de perfuração e descarga são contínuos. O tempo de operação é estimado com base na velocidade média de perfuração do poço, considerando-se a duração prevista para a

- perfuração de um poço na área do pré-sal – 90 dias (CALDAS e AMARAL, 2015) – e a extensão das fases III e IV do poço de referência (Apêndice A);
- b) A demanda energética do sistema é calculada a partir da potência nominal dos equipamentos, a 100% da carga, e tempo de operação estimado em (a);
 - c) A estimativa do consumo de combustível considera a demanda energética do sistema e a geração de energia em motor diesel;
 - d) A descarga dos CPs ocorre por gravidade nas fases com retorno (III e IV), por meio de tubulação de descarga de 11” de diâmetro e com extremidade 13m abaixo da superfície do mar (PIVEL *et al.*, 2009);
 - e) As métricas consideram apenas os equipamentos do SSC diretamente envolvidos no tratamento dos CP (rosca transportadora e secador);
 - f) O descarte de CP com FBNA aderido é realizado em conformidade com as diretrizes fixadas pelo IBAMA no processo de licenciamento ambiental da atividade (vide item 2.4 desta dissertação).

3.3.5.2 Premissas comuns às alternativas de disposição em Aterro *onshore* e tratamento por micro-ondas

Nos cenários de disposição *onshore*, os CPs e o fluido sintético aderido, após tratamento no sistema de controle de sólidos da sonda de perfuração e SSC, são armazenados em caixas transportadoras de CP (CB) e transportados até a base portuária por meio de embarcação de apoio à operação. Optou-se pela utilização de CB por se tratar de uma solução bem estabelecida e disponível no mercado nacional.

As operações de transbordo entre a sonda e a embarcação, e desta para a base portuária são realizadas com uso de guindastes. Em terra, as CBs são transferidas para caminhões de carga seca e transportadas por meio rodoviário até a Central de Resíduos, onde são descarregadas e recebem manutenção. A disposição final dos resíduos sólidos é em um Aterro de Resíduos Industriais Classe II, localizado no estado do Rio de Janeiro. Não ocorre o descarte de CPs associados a FBNA para o mar. Outras premissas são adotadas:

- a) A distância entre a base portuária e a Central de Resíduos é de 27km;
- b) A distância entre a Central de Resíduos e o Aterro Industrial é de 16km;

- c) O transporte marítimo é realizado em embarcação com capacidade de carga de 20 CBs, a uma velocidade de 12 nós, contratada por 12 dias para suporte à operação de transporte dos resíduos;
- d) No transporte marítimo, 01 (uma) viagem de corresponde ao transporte das CBs vazias do porto até a sonda de perfuração, seguido pelo retorno do barco de apoio com as CBs cheias até a base portuária;
- e) É considerado um total de 40 CBs de 25bbl, com peso bruto máximo de 13,608t. Ainda que, na prática, existam limitações de espaço é assumido que 50% das CBs permanecem a bordo da sonda de perfuração;
- f) O transporte rodoviário é dividido em dois trechos: “Porto – Central de Resíduos” e “Central de Resíduos – Aterro”. No trecho “Porto – Central de Resíduos” são utilizados caminhões de carga seca e no trecho “Central de Resíduos – Aterro”, caminhão caçamba, ambos com capacidade de até 30t;
- g) 01 (uma) viagem “Porto – Central de Resíduos” representa o transporte de CBs cheias do Porto até a Central de Resíduos, seguido pelo retorno do caminhão com CBs vazias a serem transportadas para a sonda de perfuração. 01 (uma) viagem de transporte “Central de Resíduos – Aterro” corresponde ao transporte de CPs a granel da Central de Resíduos até o Aterro Industrial, seguido pelo retorno do caminhão vazio;
- h) Assume-se que não há contaminação dos CPs por óleo da formação e que o mesmo é classificado como resíduo Classe II, conforme ABNT 10004:2004.

3.3.5.3 Premissas da alternativa de tratamento por micro-ondas

Em complementação ao cenário de disposição em Aterro *onshore*, este cenário considera o tratamento por micro-ondas dos CPs recebidos na Central de Resíduos, em uma unidade semi-industrial. Após o tratamento, os resíduos sólidos são destinados para um Aterro de Resíduos Industriais Classe II, no estado do Rio de Janeiro, e os efluentes seguem para uma unidade de tratamento de efluentes industriais (não considerada nesta análise). Outras premissas foram adotadas:

- a) A unidade de micro-ondas tem capacidade para tratar até 500kg/h de cascalho;
- b) O teor de base orgânica aderida aos cascalhos após o tratamento é assumido em 0,5% em massa.

3.3.5.4 Premissas da alternativa de reinjeção *offshore*

Neste cenário, os CPs e o fluido sintético aderido, após tratamento no sistema de controle de sólidos da sonda de perfuração e SSC, são injetados em uma formação geológica adequada e que permite o confinamento dos resíduos. A reinjeção ocorre no anular do poço em perfuração e os equipamentos do sistema estão instalados a bordo da sonda de perfuração. Não ocorre descarte de CPs associados a FBNA no mar. Outras premissas adotadas:

- a) O sistema de reinjeção considera os equipamentos descritos em James e Rørvik (2002), abrangendo desde o transporte a partir do secador de CP, até a formação da pasta e injeção em subsuperfície;
- b) A demanda energética do sistema é calculada com base na potência nominal dos equipamentos, a 100% da carga, e tempo de operação estimado para a perfuração das fases III e IV do poço de referência, considerando-se a velocidade média de perfuração durante a construção do poço (Apêndice A);
- c) A estimativa do consumo de combustível considera a demanda energética do sistema e a geração de energia em motor diesel;
- d) Para fins de comparação, ainda que existam limitações tecnológicas, é assumida a reinjeção no anular do poço em área com lâmina d'água > 1.000m;
- e) É assumido que a atividade é desenvolvida com autorização do órgão ambiental competente, ainda que não exista legislação específica sobre o tema no Brasil.

3.3.5.5 Descrição dos cenários

a) Descarte no Mar

Este cenário considera um sistema secador de cascalho (SSC) instalado a bordo da sonda, composto por duas roscas transportadoras, centrífuga vertical (secador tipo VORTEX), centrífuga decantadora (processamento do fluido recuperado), duas unidades de vácuo, cuba de descarga contínua e peças assessórias (e.g., bomba eletrocentrífuga, bomba de deslocamento positivo e tanques auxiliares de 25bbl). As principais características desse sistema estão apresentadas no item 4 – Resultados de Inventários de Processo.

A alimentação do sistema é realizada com uso de correia transportadora (“rosca-sem-fim”) que leva o cascalho proveniente do sistema de controle de sólidos até o SSC. Após a

redução do teor de base orgânica aderido o cascalho é lançado no mar por gravidade, por meio de um “tubulão” de 11” instalado na parte inferior do secador. É assumida a adição de água do mar para facilitar o transporte dos cascalhos na tubulação de descarte.

A unidade de vácuo de 150HP e a cuba de descarga contínua fazem parte do sistema de contingência do SSC, entrando em operação em caso de problemas no secador ou na rosca transportadora. Nesses casos, a unidade de vácuo deposita os cascalhos na cuba de descarga contínua que, por sua vez, realiza a transferência contínua para o secador de cascalho. A centrífuga decantadora é o equipamento que processa o fluido recuperado pelo secador e o vácuo de 30HP realiza a sucção de fluidos derramados no *drillfloor* e transferência para o SSC.

Apesar de comporem o SSC, a centrífuga decantadora, a unidade de vácuo de 30HP e os equipamentos de contingência não serão considerados para fins de cálculo das métricas nessa dissertação, tanto por sua finalidade estar mais relacionada ao tratamento do fluido de perfuração, quanto pela baixa taxa de utilização do sistema de contingência durante a operação do SSC (eficiência do sistema estimada em aproximadamente 99%, conforme comunicação pessoal de representantes de empresa prestadora de serviço). São considerados, portanto, a rosca transportadora e o secador de cascalhos.

b) Aterro *onshore*

Este cenário tem como fronteiras a entrada dos cascalhos no SSC, até a sua disposição final em Aterro de Resíduos Industriais Classe II, no estado do Rio de Janeiro. Após pré-tratamento no sistema de controle de sólidos, os CP são encaminhados para o secador com uso de correia transportadora. Na saída da unidade, o CP é transferido por meio de uma segunda correia transportadora para armazenamento temporário em caixas coletoras de cascalho (*cutting boxes*). Sabe-se que o espaço disponível a bordo das sondas de perfuração é um fator crítico para a utilização de CB, no entanto, atualmente esta é uma solução com maior disponibilidade no mercado para mobilização e entrada em operação. Por isso, neste estudo é assumido que a sonda possui área disponível para o armazenamento temporário das CB.

Periodicamente, as CB são transferidas para uma embarcação de apoio à operação por meio de guindaste. O transporte marítimo das CB é feito por embarcação de apoio movida a motores diesel, a uma velocidade de 12 nós e capacidade para 20 (vinte) *cutting boxes*. Os containers são descarregados da embarcação na base portuária com uso de guindaste.

Conforme a disponibilidade de caminhões, as CB com cascalhos são carregadas transportadas por meio rodoviário em caminhões de carga seca com capacidade para 30t.

Na Central de Resíduos, as CB são manipuladas com uso de empilhadeira e esvaziadas em equipamento específico. Os CPs são transferidos para caminhões com caçamba basculante, a granel, para transporte e disposição final em Aterro de resíduos Industriais. Após limpeza e manutenção, as CB vazias são transportadas de volta ao porto por caminhões e retornam para a sonda de perfuração em embarcação de apoio. Assume-se que a limpeza das CB é realizada com água de reuso da própria Central de Resíduos sendo, portanto, desconsiderada neste estudo devido à ausência de dados disponíveis.

O número de viagens (ida e volta) para o transporte marítimo e rodoviário foi estimado separadamente, a partir da divisão do total de cascalho a ser destinado em relação à capacidade de transporte estabelecida para a embarcação (20CB) e para os caminhões (30t). Considerando-se que uma CB tem capacidade de 25bbl ($3,975\text{m}^3$) e peso bruto máximo de 13,6t, seriam necessárias aproximadamente 58CB para transporte do cascalho gerado (228m^3), tendo sido adotado o total de 60 CB neste cenário. Como o cascalho não sofre tratamento, seu volume é considerado constante até o final do processo. Dessa forma, o número de viagens é estabelecido em 03 (três) e 30 (trinta), para o transporte marítimo e rodoviário (Porto – Central de Resíduos), respectivamente.

O transporte da Central de Resíduos até o Aterro Industrial ocorre com uso de caminhões basculantes, a granel. Portanto, descontado o peso das CB e considerando-se a massa de cascalhos a ser descartado (592,8t), tem-se o total de 20 viagens para esse percurso. As distâncias totais viajadas são iguais ao produto entre o número de viagens e as distâncias médias assumidas neste estudo.

c) Reinjeção *Offshore*

Este cenário tem como fronteiras a entrada dos cascalhos no SSC até a injeção em subsuperfície. O sistema de reinjeção é baseado em James e Rørvik (2002). Após pré-tratamento no sistema de controle de sólidos os CP são encaminhados para o secador com uso de correia transportadora. Na saída da unidade, o CP é acumulado em tanques e posteriormente transferido para a unidade de preparação da pasta. Duas bombas centrífugas transferem os cascalhos e a água do mar para a unidade de formação de pasta. Os CPs são moídos e misturados com um volume controlado água, por meio de 03 tubos com agitadores e bombas centrífugas modificadas. O fluido resultante é a base da pasta que será injetada.

A pasta é bombeada do tubo 01 para o segundo tubo por meio de um triturador, visando garantir que partículas maiores ou mais resistentes sejam quebradas a diâmetros controlados. No segundo tubo, a agitação visa pulverizar as partículas para garantir que as mesmas tenham diâmetros menores do que 300 μ m. Na sequência, a pasta é transferida para uma peneira de clarificação onde o filtrado segue para o terceiro tubo e eventuais partículas maiores do que 300 μ m retornam ao tubo 02 para novo processamento. A seguir, a pasta é transferida para um tanque de armazenamento temporário equipado com agitadores mecânicos. Conforme a programação de injeção, bombas auxiliares realizam a transferência da pasta para bombas de alta pressão que reinjetam os CPs na zona selecionada, em subsuperfície, encerrando o processo. É prevista a utilização de água de lavagem entre as operações de injeção, conforme proposto em Gogan *et al.* (2010).

d) Micro-ondas

Este cenário tem como fronteiras a entrada dos cascalhos no SSC até a disposição em Aterro de Resíduos Industriais *onshore*, posterior ao tratamento com micro-ondas. Após pré-tratamento no sistema de controle de sólidos, os CP são encaminhados para o secador com uso de correia transportadora. Na saída da unidade, o cascalho é transferido por meio de uma segunda correia transportadora para armazenamento temporário em caixas coletoras de cascalho (*cutting boxes* – CB). Sabe-se que o espaço disponível a bordo das sondas de perfuração é um fator crítico para a utilização de CB, no entanto, atualmente esta é uma solução com maior disponibilidade no mercado para mobilização e entrada em operação. Por isso, é assumido que a sonda possui área disponível para o armazenamento temporário das CB.

Periodicamente, as CB são transferidas para uma embarcação de apoio à operação por meio de guindaste. O transporte marítimo das CB é feito por embarcação de apoio movida a motores diesel, a uma velocidade de 12 nós e capacidade para 20 (vinte) *cutting boxes*. Os containers são descarregados da embarcação na base portuária com uso de guindaste. Conforme a disponibilidade de caminhões, as CB com CPs são carregadas transportadas por meio rodoviário em caminhões de carga seca com capacidade para 30t.

Na Central de Resíduos, as CB são manipuladas com uso de empilhadeira e esvaziadas em equipamento específico. Os cascalhos seguem para uma unidade de tratamento por micro-ondas em escala semi-industrial com capacidade de processamento de 500kg/h. Após o tratamento, obtém-se os resíduos com 0,5% em massa de base orgânica aderida. A fase

líquida é encaminhada para tratamento em unidade de tratamento de efluentes industriais, estando fora do escopo desta análise.

Os CPs tratados são transferidos para caminhões com caçamba basculante, a granel, para transporte e disposição final em Aterro de resíduos Industriais. Após limpeza e manutenção, as CB vazias são transportadas de volta ao porto por caminhões e retornam para a sonda de perfuração em embarcação de apoio. Assume-se que a limpeza das CB é realizada com água de reuso da própria Central de Resíduos sendo, portanto, desconsiderada neste estudo devido à ausência de dados disponíveis.

O número de viagens (ida e volta) para o transporte marítimo e rodoviário foi estimado separadamente, a partir da divisão do total de cascalho a ser destinado em relação à capacidade de transporte estabelecida para a embarcação (20CB) e para os caminhões (30t). Considerando-se que uma CB tem capacidade de 25bbl (3,975m³) e peso bruto máximo de 13,6t, seriam necessárias aproximadamente 58CB para transporte do cascalho gerado (228m³), tendo sido adotado o total de 60 CB neste cenário. Como o CP não sofre tratamento, seu volume foi considerado constante até o final do processo. Dessa forma, o número de viagens foi estabelecido em 03 (três) e 30 (trinta), para o transporte marítimo e rodoviário (Porto – Central de Resíduos), respectivamente.

O transporte da Central de Resíduos até o Aterro Industrial ocorre com uso de caminhões basculantes, a granel. Ao contrário do cenário de Aterro *onshore*, o total de resíduos sólidos a ser disposto em aterro é um pouco menor (554,268t), visto que parte da base orgânica é removida na fase líquida durante o tratamento por micro-ondas. Assim, tem-se o total de 19 viagens para esse percurso. As distâncias totais viajadas são iguais ao produto entre o número de viagens e as distâncias médias assumidas neste estudo.

3.3.6 Inventário de dados

Para se alcançar os objetivos propostos de comparação técnico-ambiental das alternativas é necessário um inventário de dados com informações de cada processo. Este inventário foi elaborado a partir de dados obtidos em diversas fontes, incluindo publicações de diferentes países e entrevistas não estruturadas realizadas com profissionais que atuam na gestão de CP gerado em áreas *offshore* no Brasil.

4 RESULTADOS DE INVENTÁRIOS DE PROCESSO

A análise comparativa foi realizada a partir de dados obtidos na literatura e em entrevistas ou estimados com base nas premissas de cada alternativa. Cabe pontuar, que o inventário de processo obtido representa uma contribuição à área de gestão de CP por apresentar uma compilação de dados que são, em geral, pouco disponíveis.

Informações relacionadas ao poço de referência e tempo estimado para operação dos equipamentos são apresentadas na Tabela 4.1. Por sua vez, a Tabela 4.2 sumariza o inventário de processo considerado para cada sistema/etapa dos cenários, bem como fatores de emissão utilizados. Adicionalmente, é apresentada uma classificação qualitativa das incertezas associadas a cada item.

As colunas referentes aos “Dados Calculados” apresentam informações para o caso base de demanda energética, ou seja:

- Para Descarte no mar, Aterro *onshore* e Reinjeção *offshore*: a demanda energética é calculada com base na potência nominal dos equipamentos a 100% de carga e tempo assumido de operação (considerada operação contínua para o SSC e sistema de reinjeção);
- Para as etapas de transporte: a demanda energética é baseada no consumo de combustível reportado em literatura.

Tabela 4.1: Dados relacionados ao poço de referência e premissas de operação.

Descrição	Variável	Quantidade/Valor	Unidade	Referência	Incerteza*
Unidade Funcional	Unidade Funcional (relativa ao cascalho gerado nas fases do poço perfuradas com FBNA)	228	m ³	Calculado	Baixa
		592,8	t	Calculado	Baixa
	Densidade do cascalho	2,6	t/m ³	Pereira (2010)	Baixa
Velocidade média de perfuração	Velocidade	41,42	m/dia	Calculado (baseado em CALDAS e AMARAL, 2015)	Média
Geração diária de CP	Fase III	5,28	m ³ /dia	Calculado	Média
		13,73	t/dia	Calculado	Média
	Fase IV	1,75	m ³ /dia	Calculado	Média
		4,56	t/dia	Calculado	Média
Utilização dos equipamentos ⁽¹⁾	Tempo Fase III	35,13	dia	Calculado	Média
		843,12	h	Calculado	Média
	Tempo Fase IV	24,46	dia	Calculado	Média
		587,04	h	Calculado	Média
	Total	59,59	dia	Calculado	Média
		1430,16	h	Calculado	Média
Distâncias	Sonda de perfuração - Base Portuária	250	km	Calculado	Baixa
	Base Portuária - Central de Resíduos	27	km	Assumido	Baixa
	Central de resíduos - Aterro Industrial	16	km	Assumido	Baixa

* Incerteza: Alta = dados obtidos a partir de correlação com outra área da indústria;

Média = dados obtidos com base na potência instalada dos equipamentos ou em processo equivalente; dados estimados a partir das premissas de cada cenário;

Baixa = dados obtidos a partir de publicações para cenários similares ou de entrevistas com profissionais do setor.

⁽¹⁾ Equipamentos a 100% da capacidade nominal e velocidade média de perfuração assumida nesta dissertação.

Tabela 4.2: Inventário de processo.

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Sistema Secador de Cascalho									
Rosca transportadora 14"	Potência	7,5	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	7,50	10.726,20	18,09	Média
	Capacidade	205	t/h	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-
Secador de cascalho	Capacidade de processamento	40	t/h	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
	Potência (motor)	75	hp	NOV (2015)	Baixa	55,93	79.985,27	134,93	Média
Consumo de combustível - motor diesel aprox. 4291HP (100% potência nominal)	Consumo diesel	176	g/kWh	Motor 2 tempos diesel S30ME-B9; 3200kW. HFO (MAN DIESEL, 2015)	Baixa	-	-	-	-
	Consumo diesel	0,176	kg/kWh		Baixa	-	-	-	-
Geração de energia - motor diesel	Geração de energia	5,68	kWh/kg combustível	Assumido: óleo diesel	Alta	-	-	-	-
Tempo de operação do SSC	Tempo de operação	1430,16	h	Estimado - perfuração Fases III e IV	Média	-	-	-	-
Porcentagem de água do mar	Água para descarte	50	%	Pivel <i>et al.</i> (2009)	Baixa	-	-	-	-
Centrífuga decantadora (fluido)	Potência	40	hp	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-
Unidade de vácuo 1	Potência	150	hp	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
Unidade de vácuo 2	Potência	30	hp	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
Cuba de descarga contínua	Potência	15	hp	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-
Bomba de diluição (opcional)	Potência	10	hp	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-
Bomba eletrocentrífuga (transferência de fluido)	Capacidade de bombeio	130	gpm	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Bomba de deslocamento positivo (alimentação da centrífuga)	Capacidade de bombeio	0 a 100	gpm	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	-
Óleo diesel	Poder calorífico inferior	42,287	MJ/kg	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
	Densidade	840	kg/m ³	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
TOTAL						63,43	90.711,47	153,02	Média
Armazenamento em CB									
Rosca transportadora 12"	Potência	7,5	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	7,50	10.726,20	18,09	Média
	Capacidade	126	t/h	NOV (2015)	Baixa	-	-	-	
<i>Cutting boxes</i>	Capacidade	25	bbl	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	
	Peso bruto máximo	13,608	t	Tiger Offshore (2016)	Baixa	-	-	-	
	Carga útil máxima	11,158	t		Baixa	-	-	-	
	Quantidade	40	unid.	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	
	Aluguel	75	US\$/dia	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	
	nº de dias	60	dias/poço	Estimado (duração das fases III e IV)	Média	-	-	-	
TOTAL						7,50	10.726,20	18,09	Média
Transbordo e manuseio									
02 (dois) Guindastes (01 na sonda e 01 no porto)	Potência	275	hp	James e Rørvik (2002)	Baixa	410,14	-	-	Média
Empilhadeira - sonda	Potência	280	hp	James e Rørvik (2002)	Baixa	208,80	-	-	Média
Empilhadeira - porto	Potência	310	hp	James e Rørvik (2002)	Baixa	231,17	-	-	Média
Tempo de operação - transbordo e manuseio	Tempo/CB	0,917	h/CB movimentada	James e Rørvik (2002)	Baixa	-	-	-	-

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Alocação do tempo de operação - transbordo e manuseio: guindastes	Tempo/CB - 60%	0,550	h/CB movimentada	Assumido (baseado em JAMES e RØRVIK, 2002)	Média	-	13.539,38	-	Média
Alocação do tempo de operação - transbordo e manuseio: empilhadeiras	Tempo/CB - 40%	0,367	h/CB movimentada	Assumido (baseado em JAMES e RØRVIK, 2002)	Média	-	9.682,71	-	Média
Nº CB a serem movimentadas	Quantidade	60	unid.	Estimado	Média	-	-	-	-
Anos de vida perdidos por incapacidade (DALY)	DALY	4,00E-06	DALY por içamento	Pettersen (2007)	Baixa	-	-	-	-
Preço do óleo diesel	Combustível	2,985	R\$/l	ANP (2016)	Baixa	-	-	-	-
02 (dois) Operadores de empilhadeira	Mão-de-obra	3204	R\$/mês	Estimado (baseado em http://www.sine.com.br)	Média	-	-	-	-
		811	US\$/mês	Calculado	Média	-	-	-	-
Operador de guindaste	Mão-de-obra	2677	R\$/mês	Estimado (baseado em http://www.sine.com.br)	Média	-	-	-	-
		677	US\$/mês	Calculado	Média	-	-	-	-
Operador de guindastes portuários	Mão-de-obra	3296	R\$/mês	Estimado (baseado em http://www.sine.com.br)	Média	-	-	-	-
		834	US\$/mês	Calculado	Média	-	-	-	-
02 (dois) ajudantes de guindaste	Mão-de-obra	3496	R\$/mês	Estimado (baseado em http://www.sine.com.br)	Média	-	-	-	-
		884	US\$/mês	Calculado	Média	-	-	-	-
Nº meses	Tempo	2	meses	Estimado com base na duração (59,59 dias)	Média	-	-	-	-
TOTAL						850,10	23.222,08	39,17	Média

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Transporte marítimo									
Viagens (ida e volta)	n° de viagens	3	viagens	Estimado (capacidade da embarcação)	Média	-	-	-	-
Embarcação de apoio	Velocidade	12	nós	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	-
	Capacidade	20	CB	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	-
	Aluguel	12000	US\$/dia	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	-
	n° de dias	12	dias	Estimado (fator de 1,5 sobre a distância adotada em Mairs <i>et al.</i> (2000))	Média	-	-	-	-
	Em operação	22,5	h/viagem	Calculado	Média	-	-	-	-
	Em <i>standby</i>	6,7	h/viagem	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Média	-	-	-	-
Consumo de combustível	Barco em operação	150	gal/h	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	-
	Barco em <i>standby</i>	35	gal/h	Mairs <i>et al.</i> (2000)	Baixa	-	-	-	-
Óleo diesel	Poder calorífico inferior	42,287	MJ/kg	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
	Densidade	840	kg/m ³	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
	Preço	2,985	R\$/l	ANP (2016)	Baixa	-	-	-	-
TOTAL						-	383.468,98	646,88	Média
Transporte Rodoviário									
Preço do óleo diesel	Combustível	2,985	R\$/l	ANP (2016)	Baixa	-	-	-	-
Caminhões	Capacidade	30	t	Roza e Freitas (2010)	Baixa	-	-	-	-
Consumo médio de combustível	Cheio	0,52632	l/km	Roza e Freitas (2010)	Baixa	-	-	-	-
	Vazio	0,38462	l/km	Roza e Freitas (2010)	Baixa	-	-	-	-

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Óleo diesel	Poder calorífico inferior	42,287	MJ/kg	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
	Densidade	840	kg/m ³	BEN (2015)	Baixa	-	-	-	-
Viagens (ida e volta)	nº de viagens Porto – Central de Resíduos	30	viagens	Estimado (capacidade dos caminhões)	Média	-	-	-	-
Viagens (ida e volta)	nº de viagens Central de Resíduos – Aterro	20	viagens	Estimado (capacidade dos caminhões)	Média	-	-	-	-
Custo frete carga lotação	Frete rodoviário	56,65	R\$/t	DECOPE NTC&Logística (2016) - dez/2015 - percurso curto até 50km	Baixa	-	-	-	-
Custo disposição final	Frete (Central de resíduos – Aterro) + disposição	150	R\$/t	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
TOTAL						-	10.164,81	17,15	Média
Sistema para reinjeção									
Tanque	Volume	40	bbl	Adaptado de James e Rørvik (2002)	Baixa	-	-	-	-
02 (duas) bombas centrífugas - transferência de cascalho e água do mar	Potência	55	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	110,00	157.317,60	265,38	Média
03 (três) agitadores - unidades de formação de pasta	Potência	7,5	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	22,50	32.178,60	54,28	Média
03 (três) bombas centrífugas com rotores de pulverização	Potência	55	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	165,00	235.976,40	398,07	Média
Triturador de cascalhos	Potência (motor)	55	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	55,00	78.658,80	132,69	Média

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Peneira de clarificação	Potência (2 motores)	20	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	20,00	28.603,20	48,25	Média
Bomba centrífuga para transferência da pasta para o tanque de armazenamento	Potência	55	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	55,00	78.658,80	132,69	Média
02 (dois) agitadores nos tanques de armazenamentos de pasta	Potência	7,5	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	15,00	21.452,40	36,19	Média
Bomba centrífuga para transferência da pasta para as bombas de alta pressão	Potência	55	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	55,00	78.658,80	132,69	Média
02 (duas) bombas de reinjeção de alta pressão HT-400	Potência / equipamento	320	kW	James e Rørvik (2002)	Baixa	640,00	915.302,40	1544,03	Média
Tempo de operação do sistema de reinjeção	Tempo de operação	1430,16	h	Estimado - perfuração Fases III e IV	Média	-	-	-	-
Água de limpeza (<i>flush water</i>)	Consumo de água	20	m ³ /dia	Gogan <i>et al.</i> (2002)	Baixa	-	-	-	-
Teor de sólidos na pasta de injeção	Teor de sólidos	20	%	Gogan <i>et al.</i> (2002)	Baixa	-	-	-	-
Injeção no local - águas profundas	Custo	600000	US\$/poço	Estimado em Mairs <i>et al.</i> (2000)	Alta	-	-	-	-
TOTAL						1137,50	1.626.807,00	2744,28	Média
Tratamento por micro-ondas									
Consumo de combustível	Combustível	22	l/h	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
Unidade de tratamento por micro-ondas	Capacidade	500	kg/h	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Unidade de tratamento por micro-ondas	Capacidade	300	t/mês	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
	Tempo de residência	5 a 6	h	Comunicação pessoal ⁽¹⁾	Baixa	-	-	-	-
Tempo de operação - unidade de micro- ondas	Tempo de operação	1185,6	h	Calculado	Média	-	-	-	-
Teor de base orgânica aderida	Base orgânica aderida	7	% m/m	Assumido	Média	-	-	-	-
Teor de base orgânica aderida na saída da unidade	Base orgânica aderida	0,5	% m/m	Assumido	Média	-	-	-	-
Massa de cascalho seco na saída da unidade	CP a ser destinado em aterro	554,268	% m/m	Estimado	Média	-	-	-	-
Custo disposição final (Frete Central de Resíduos - Aterro + tratamento por micro- ondas + disposição final resíduos sólidos)	Disposição final	850	R\$/t	Estimado (a partir de comunicação pessoal ⁽¹⁾)	Baixa	-	-	-	-
TOTAL							257567,95	434,49	Média
Fatores de emissão									
Fator de emissão para fontes estacionárias de combustão (óleo diesel)	CO ₂	74.100	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	CH ₄	3	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	N ₂ O	0,6	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
Fator de emissão para fontes de combustão móveis - navegação (óleo diesel)	CO ₂	74.100	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	CH ₄	7	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	N ₂ O	2	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-

Descrição	Variável	Quantidade/ Valor	Unidade	Referência	Incerteza*	Dados calculados (caso base)			
						Potência requerida (kW)	Demanda energética - UF (kWh)	Consumo de energia (kWh/t)	Incerteza
Fator de emissão para fontes de combustão móveis – transporte rodoviário (óleo diesel)	CO ₂	74.100	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	CH ₄	3,9	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-
	N ₂ O	3,9	kg CO ₂ /TJ combustível	IPCC (2006)	Baixa	-	-	-	-

* Incerteza: Alta = dados obtidos a partir de correlação com outra área da indústria;

Média = dados obtidos com base na potência instalada dos equipamentos ou em processo equivalente; dados estimados a partir das premissas de cada cenário;

Baixa = dados obtidos a partir de publicações para cenários similares ou de entrevistas com profissionais do setor.

⁽¹⁾ Comunicação pessoal – empresa prestadora de serviço.

5 RESULTADOS DE SUSTENTABILIDADE

5.1 UNIDADE FUNCIONAL

A Unidade Funcional (UF) é entendida como uma medida quantitativa dos requisitos que um determinado produto ou processo deve atender, tendo como principal objetivo fornecer uma referência em relação à qual os dados de entrada e saída utilizados na análise de sustentabilidade são relacionados. Trata-se da base para a comparação proposta neste estudo, sendo utilizada para se avaliar o desempenho relativo de cada alternativa de destinação de cascalhos de perfuração em análise (ABNT, 2009; PETTERSEN, 2007).

Os projetos de poços de petróleo, sejam eles exploratórios ou de desenvolvimento da produção, são variáveis e alinhados às características específicas de cada locação, tais como, geologia local, geopressões, estratigrafia e objetivos. A UF é definida considerando-se as características de um poço hipotético, denominado “poço de referência”, baseado no projeto de poço típico do pré-sal apresentado por Alves *et al.* (2009), composto por 04 (quatro) fases.

A perfuração deste poço compreende uma etapa inicial, sem retorno, com uso de água do mar e FBA (Fase I, com cravação do revestimento de 30”, e Fase II). Nas demais seções, com retorno após a instalação do *riser*, é considerada a utilização de FBNA. As características do poço de referência estão sumarizadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Dados assumidos para o poço de referência.

Fase	Diâmetro Broca (in)	Diâmetro revestimento (in)	Profundidade em relação ao nível do mar (m)		Extensão da fase (m)	Local do descarte	Fluidos previstos
			Inicial	Final			
I	36	30	2140	2216	76	Fundo do mar	Água salgada
II	26	20	2216	3400	1184	Fundo do mar	FBA
III	14 ^{3/4}	10 ^{3/4}	3400	4855	1455	13m abaixo da superfície do mar	FBNA
IV	8 ^{1/2}	7 (<i>liner</i>)	4855	5868	1013	13m abaixo da superfície do mar	FBNA

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2009).

A estimativa do volume de cascalho gerado em cada fase considera o *washout*. Quando o *washout* é igual à zero, o diâmetro do poço é exatamente igual ao diâmetro da broca de perfuração, porém, uma vez que as paredes dos poços são instáveis, sólidos adicionais

podem ser liberados, aumentando o volume do furo e o total de cascalhos gerados. Este trabalho utiliza os percentuais de *washout* sugeridos em Pivel *et al.* (2009) e USEPA (2000):

- Fase I, perfurada ao mesmo tempo em que houve a cravação do revestimento: *washout* nulo (0%);
- Fase II, perfurada com FBA: *washout* = 30%;
- Fases III e IV: *washout* = 7,5%; baseado na média de 5% a 10% reportada para perfurações com fluidos de base sintética.

O cálculo do volume de cascalho gerado em cada fase do poço de referência é apresentado na Tabela 5.2.

Tabela 5.2: Volumetria de cascalho.

VOLUMETRIA DE CASCALHO							
FASES	Profundidade em relação ao nível do mar (m)		Extensão da fase (m)	Inclinação	Diâmetro da broca (pol.)	Diâmetro do poço com <i>washout</i> (pol.)	Volume de cascalho gerado (m ³)
	Inicial	Final					
I	2140	2216	76	-	36	36,0	50
II	2216	3400	1184	-	26	33,8	686
III	3400	4855	1455	-	14,75	15,9	185
IV	4855	5868	1013	-	8,5	9,1	43
Total							964

Conforme apresentado no item 2.4 desta dissertação, o novo modelo de gestão de cascalho e fluidos de perfuração que está sendo discutido no Brasil prevê uma série de condições para que o CP com FBNA aderido seja descartado no mar. Assim, adota-se a Unidade Funcional com base nessa restrição, resultando em um Fluxo de Referência representado pelo volume de cascalho produzido nas fases perfuradas com FBNA. Somando-se o volume de cascalho gerado estimado para as Fases III e IV, tem-se a Unidade Funcional igual a 228m³ de cascalho gerado nas fases do poço perfuradas com FBNA.

5.2 POÇO DE REFERÊNCIA

A análise comparativa realizada considera a destinação de CPs gerados durante a perfuração de um poço hipotético, localizado na Bacia de Santos, a 250km da base portuária. A localização geográfica da área do Polígono do pré-sal onde o poço de referência estaria incluído é apresentada na Figura 5.1.

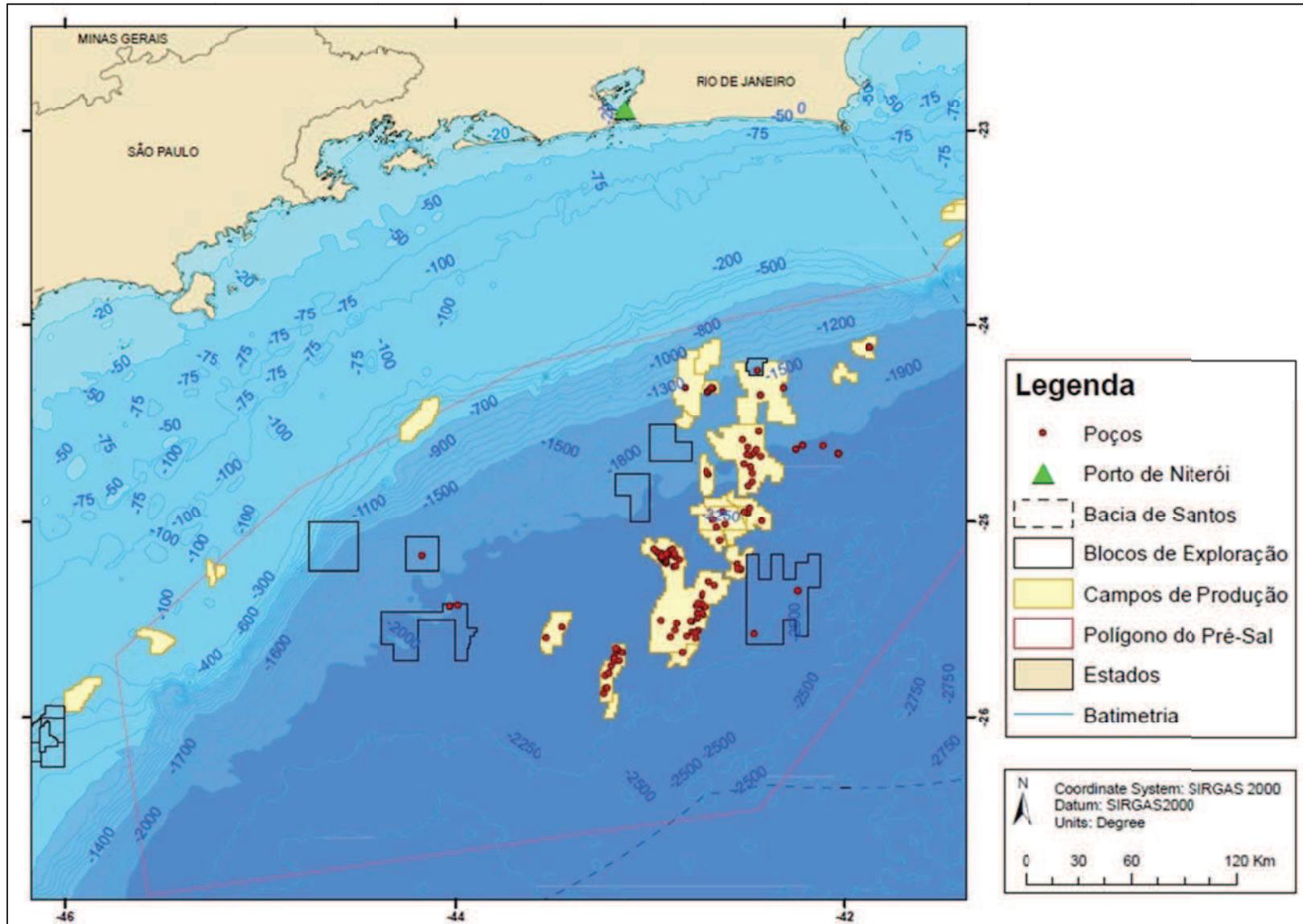


Figura 5.1: Mapa com localização dos poços no Polígono do pré-sal na Bacia de Santos.

Fonte: Dados de atividades de E&P obtidos no BDEP, ANP; consulta em jan. 2016.

Ainda que as opções para tratamento e destinação de resíduos de CPs se encontrem distribuídas geograficamente, neste estudo se optou pelo foco na área próxima ao município do Rio de Janeiro – RJ, visto ser a localização de um dos principais portos de desembarque de resíduos oriundos de atividades de E&P *offshore* na região sudeste do país (IBAMA, 2011a).

5.3 ANÁLISE COMPARATIVA DAS ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO DE CASCALHO DE PERFURAÇÃO *OFFSHORE*

Neste item, são apresentados os resultados referentes à análise de aderência em relação aos Critérios de Projetos Verdes, os cálculos das métricas quantitativas e do Grau de Sustentabilidade (SD) obtido para as quatro alternativas avaliadas, bem como as limitações encontradas para aplicação da metodologia proposta.

A análise comparativa é realizada para as opções de Descarte no mar, Disposição em Aterro *onshore*, Reinjeção *offshore* e Tratamento por Micro-ondas.

5.3.1 Análise da aderência aos Critérios de Projetos Verdes (GDC)

Os resultados da análise das quatro alternativas de destinação de cascalho em relação aos Critérios de Projetos Verdes são apresentados na Tabela 5.3 e representados graficamente na Figura 5.2.

A pontuação foi atribuída conforme análise da autora. Em uma aplicação prática da metodologia, a ponderação poderia ser refinada por meio da consulta a outros profissionais e especialistas que conheçam a temática da gestão de resíduos de atividades de E&P *offshore*.

Tabela 5.3: Ponderação dos Critérios de Projetos Verdes.

Green Design Criteria (GDC) (Araújo et al., 2015) 1 = Conformidade alta; 3 = Conformidade média; 9 = Conformidade baixa		Interpretação	Descarte no mar	Aterro onshore	Reinjeção offshore	Micro-ondas
GDC#1	Prevenção ao invés de tratamento de resíduos é a melhor estratégia de proteção ambiental	Nenhuma das alternativas permite a prevenção da geração de resíduos, visto que são medidas reativas, de disposição final.	9	9	9	9
GDC#2	Incorporar todos os materiais utilizados no processo para o produto final, projeto adaptado às necessidades, com a máxima eficiência	N/A GDC formulado com foco na fabricação de produtos. Não aplicável à destinação de resíduos.	0	0	0	0
GDC#3	Utilizar e gerar substâncias que possuam pequena ou nenhuma toxicidade para a saúde humana e para o meio ambiente, enquanto se preserva a eficácia de sua utilização	O descarte no mar causa impactos ao ambiente (água e fundo marinho). Por outro lado, há critérios específicos relacionados à ecotoxicidade que devem ser atendidos. A reinjeção requer a adição de alguns produtos químicos para garantir propriedades reológicas da pasta. O transporte para terra apresenta a geração de emissões como um dos principais impactos. Há consumo de diesel em todas as alternativas.	3	3	3	3
GDC#4	Reconhecer os impactos ambientais e econômicos da demanda energética e os minimizar	O descarte no mar apresenta baixo consumo energético. A disposição em terra tem alta demanda energética, oriunda do consumo de diesel, resultando em menor eficiência. A reinjeção <i>offshore</i> , mesmo que não aplicável a águas ultraprofundas, apresenta demanda energética significativa relacionada aos equipamentos da planta de preparo da pasta e injeção. Por ser uma avaliação qualitativa, opta-se pela aplicação de peso “9” para as alternativas com maior demanda energética.	1	9	9	9

Continua...

Tabela 5.3: Ponderação dos Critérios de Projetos Verdes (cont.).

Green Design Criteria (GDC) (Araújo et al., 2015) 1 = Conformidade alta; 3 = Conformidade média; 9 = Conformidade baixa		Interpretação	Descarte no mar	Aterro onshore	Reinjeção offshore	Micro-ondas
GDC#5	Utilizar materiais renováveis ao invés de esgotáveis	Nenhuma das alternativas prevê a utilização de insumos renováveis, exceto água utilizada em processos como a produção de pasta para injeção e descarte do cascalho.	9	9	9	9
GDC#6	Evitar a derivação desnecessária e minimizar a complexidade dos produtos	N/A GDC formulado com foco na fabricação de produtos. Se o mesmo tivesse abrangência para processos e sistemas em seu enunciado, poderia ser considerado nesta análise, sendo interpretado, por exemplo, com base na necessidade de adição de produtos químicos e eficiência nos processos de separação.	0	0	0	0
GDC#7	Evitar subprodutos utilizando reagentes catalíticos tão seletivos quanto possível	N/A GDC formulado com foco na fabricação de produtos. Além disso, não está sendo prevista a utilização de reagentes catalíticos nas alternativas em análise.	0	0	0	0
GDC#8	Produto não deve persistir no ambiente após utilização. Almejar a durabilidade, não a imortalidade, deve ser um objetivo de projeto	A interpretação deste GDC considera a permanência dos cascalhos no ambiente. Nenhuma das alternativas elimina o resíduo. O descarte no mar, o aterro <i>onshore</i> e a reinjeção apenas resultam no depósito ou confinamento do resíduo. No caso do tratamento por micro-ondas, é possível uma redução no volume total de resíduo a ser disposto ou sua utilização após tratamento, ainda que não ocorra a eliminação do mesmo.	9	9	9	3

Continua...

Tabela 5.3: Ponderação dos Critérios de Projetos Verdes (cont.).

Green Design Criteria (GDC) (Araújo et al., 2015) 1 = Conformidade alta; 3 = Conformidade média; 9 = Conformidade baixa		Interpretação	Descarte no mar	Aterro onshore	Reinjeção offshore	Micro-ondas
GDC#9	Monitoramento no processo e controle em tempo real para minimizar a poluição e emissão de substâncias perigosas	<p>Parâmetros como teor de fluido aderido, presença de óleo livre e vazão de descarte são monitorados na alternativa de descarte no mar, se não em tempo real, periodicamente.</p> <p>No caso do aterro <i>onshore</i>, apesar da existência de procedimentos para transporte e disposição final, há o risco de descarte de substâncias para o ambiente, especialmente durante o transporte dos resíduos. O controle de emissões não é feito em tempo real.</p> <p>A unidade de micro-ondas possui controle do processo em tempo real, porém, essa alternativa é associada a operações de transporte marítimo e terrestre de resíduos.</p>	1	3	1	3
GDC#10	Incorporar abordagem holística, sistêmica, para redução do risco	<p>O descarte no mar está associado a impactos sobre o ambiente marinho, sendo permitido mediante condições que minimizem esses impactos (e.g., limite de toxicidade e da vazão de descarte).</p> <p>A disposição em aterro <i>onshore</i> tende a resultados pouco satisfatórios em uma abordagem de ciclo de vida, especialmente devido às emissões atmosféricas associadas ao transporte dos resíduos e risco de acidentes durante movimentações de carga.</p> <p>A reinjeção <i>offshore</i> tem o potencial de reduzir os impactos sobre o ambiente marinho.</p> <p>Apesar dos riscos e impactos associados às etapas de transporte, existe potencial para utilização dos produtos gerados após tratamento com micro-ondas.</p>	3	9	3	3

Continua...

Tabela 5.3: Ponderação dos Critérios de Projetos Verdes (cont.).

Green Design Criteria (GDC) (Araújo <i>et al.</i> , 2015) 1 = Conformidade alta; 3 = Conformidade média; 9 = Conformidade baixa		Interpretação	Descarte no mar	Aterro onshore	Reinjeção offshore	Micro-ondas
GDC#11	Complexidade deve ser vista como um investimento ao fazer escolhas de projetos sobre reciclagem, reuso ou disposição benéfica	<p>A interpretação deste GDC considera as etapas e equipamentos envolvidos (quanto menor o número de etapas/equipamentos, menor a complexidade do processo).</p> <p>O descarte no mar possui, basicamente, as etapas de secagem do cascalho e lançamento. A reinjeção <i>offshore</i> possui diversas etapas e equipamentos, realizadas <i>in situ</i> no cenário proposto para este estudo.</p> <p>As destinações <i>onshore</i> apresentam elevado número de etapas desde o transbordo até o transporte para os aterros. No caso do tratamento por micro-ondas, o número de etapas é maior do que a destinação direta para aterro.</p>	1	3	3	9
GDC#12	Diversidade de materiais em produtos com multicomponentes deve ser minimizada para promover a desmontagem e retenção de valor	A interpretação deste GDC considera a estrutura necessária para a implementação de cada alternativa. O descarte no mar apresenta um reduzido número de equipamentos associados quando comparado às demais alternativas, reduzindo a diversidade de materiais envolvidos no processo.	1	9	3	9
GDC#13	Projeto para desempenho pós-consumo. Projeto para a desmontagem	N/A GDC formulado com foco na fabricação de produtos. Não aplicável à destinação de resíduos.	0	0	0	0
GDC#14	Projetar holisticamente com soluções inovadoras, enquanto se vai ao encontro de especificidades geográficas e culturais.	<p>O descarte no mar é uma alternativa consagrada, com uso de equipamentos eficientes, mas, sem caráter de inovação tecnológica. A disposição em aterros <i>onshore</i> pode estar associada a impactos sociais, por exemplo, ao aumentar a pressão sobre o uso do solo.</p> <p>A reinjeção <i>offshore</i> tem potencial para redução de impactos ambientais, mas, não permite o aproveitamento dos resíduos. O tratamento por micro-ondas é uma tecnologia em desenvolvimento e com potencial para permitir a utilização dos resíduos tratados, a depender de soluções de engenharia e análises econômicas.</p>	9	9	3	1

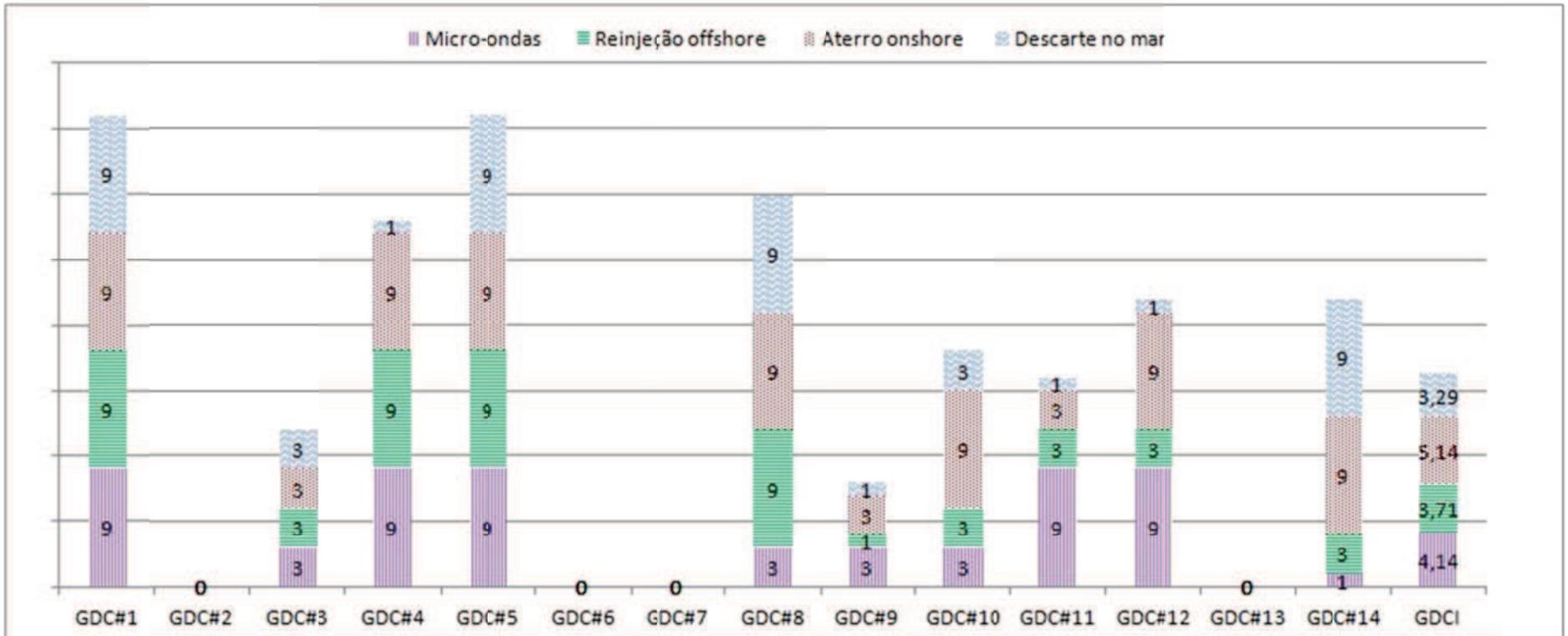


Figura 5.2: Mapa de Conformidade com os Critérios de Projetos Verdes (GDC).

Observa-se que a alternativa de disposição em Aterro *onshore* é classificada como insustentável (ponderação = 9) em todos os GDCs, exceto GDC#3 (uso e geração de substâncias com pequena ou nenhuma toxicidade), GDC#9 (monitoramento do processo em tempo real para minimizar a poluição) e GDC#11 (complexidade). Dessa forma, esta alternativa recebeu a pontuação mais desfavorável em relação à conformidade com os Critérios de Projetos Verdes, igual a 5,14.

As alternativas que obtiveram o melhor desempenho em relação à conformidade com os GDCs propostos foram o Descarte no mar (3,29) e a Reinjeção *offshore* (3,71). No caso do descarte no mar, características como baixa demanda energética, poucos equipamentos envolvidos e monitoramento periódico contribuem para este resultado. No caso da Reinjeção, o monitoramento contínuo das operações e a redução de riscos de danos a pessoas e ao ambiente marinho se destacam em relação aos GDC.

Cabe pontuar, que a alternativa de tratamento por Micro-ondas recebeu algumas pontuações desfavoráveis relacionadas ao cenário em análise, que considera a necessidade de transporte dos resíduos até instalações em terra. Com isso, ainda que esta seja a única opção que permita um potencial uso do cascalho tratado, fatores relacionados à necessidade de transporte marítimo e rodoviário (risco de descarte de substâncias para o ambiente, maior número de etapas envolvidas e consumo de combustível) impactam negativamente sua avaliação (4,14).

5.3.2 Cálculo das métricas de sustentabilidade

As alternativas de destinação de cascalho analisadas possuem um número limitado de estudos públicos que apresentem dados com alto nível de detalhamento e confiabilidade, de modo que parte das informações utilizadas é aproximada e se baseia em valores conservadores.

O inventário de processo elaborado para esta dissertação é apresentado no item 4 desta dissertação. O Apêndice A apresenta o detalhamento do cálculo das métricas utilizadas nesta análise comparativa. Cada alternativa foi dividida em sub-processos ou etapas, a fim de facilitar o cálculo das métricas (Figura 5.3).

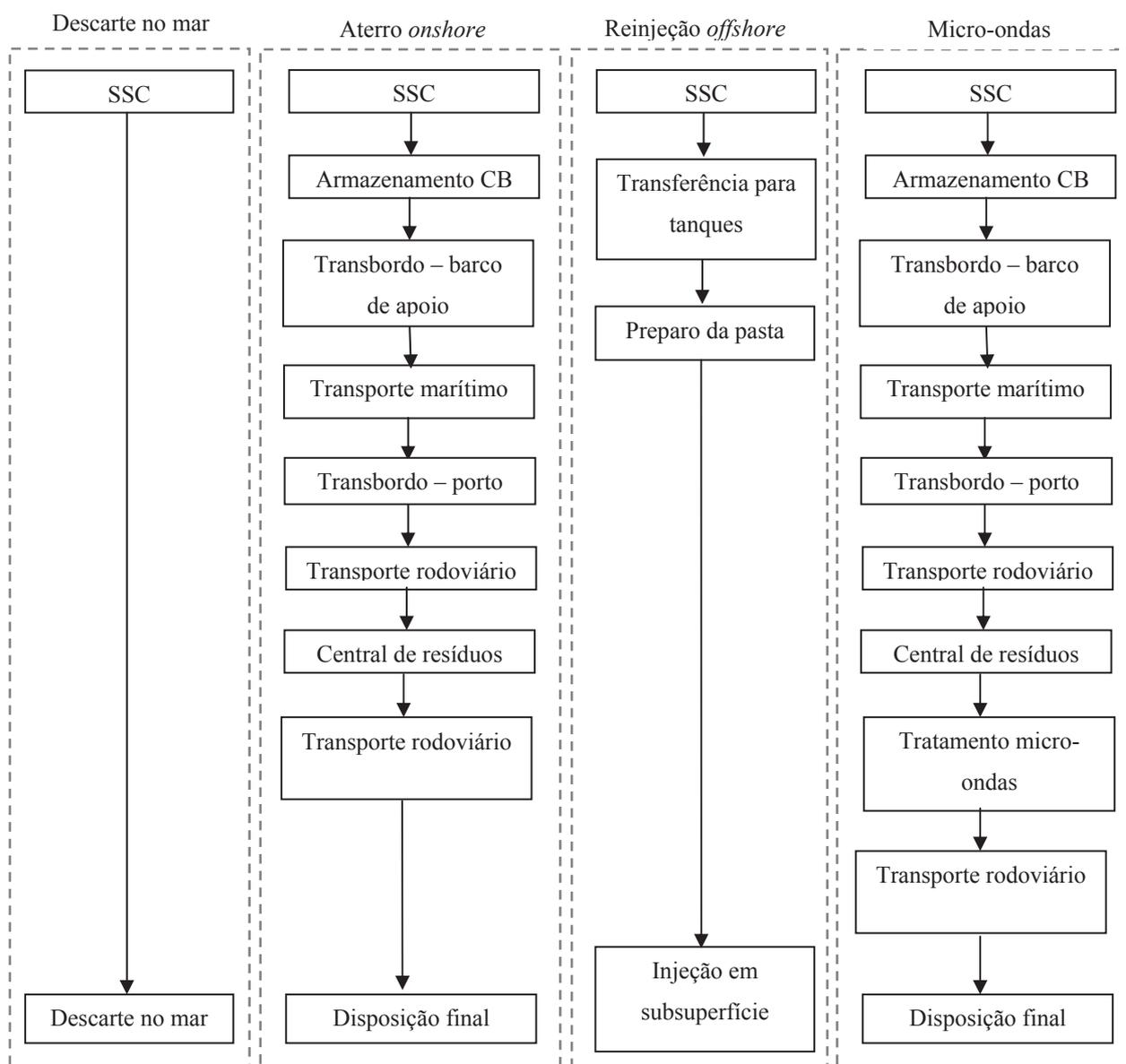


Figura 5.3: Processos envolvidos em cada alternativa de destinação de CP.

A Tabela 5.4 apresenta uma síntese dos resultados obtidos para o caso base desta análise. Observa-se que a demanda energética apresenta valores bastante diferentes entre as alternativas, com o maior valor associado ao sistema de reinjeção de CPs. A segunda maior demanda (tratamento por micro-ondas) representa apenas 45% do total apontado para a Reinjeção *offshore*. O envio para Aterro *onshore* reflete discreta redução em relação ao cenário de Micro-ondas, associada à ausência da etapa de tratamento. Já o Descarte no mar apresenta a menor demanda energética, tanto pelo menor número de equipamentos envolvidos quanto, na prática, por ser comum às quatro alternativas.

Tabela 5.4: Síntese dos parâmetros e métricas calculadas.

Parâmetros e métricas calculadas	Alternativas																											
	Descarte no mar							Aterro onshore					Reinjeção offshore					Micro-ondas										
	SSC	Armazenamento em CB	Reinjeção	Transbordo e manuseio	Transporte marítimo	Transporte rodoviário	Micro-ondas	SSC	Armazenamento em CB	Reinjeção	Transbordo e manuseio	Transporte marítimo	Transporte rodoviário & disposição final	Micro-ondas	SSC	Armazenamento em CB	Reinjeção	Transbordo e manuseio	Transporte marítimo	Transporte rodoviário	Micro-ondas	SSC	Armazenamento em CB	Reinjeção	Transbordo e manuseio	Transporte marítimo	Transporte rodoviário	Micro-ondas
Demanda energética - UF (kWh)	90.711,47	-	-	-	-	-	90.711,47	10.726,20	-	23.222,08	383.468,98	10.164,81	-	90.711,47	-	1.626.807,00	-	-	-	-	-	90.711,47	10.726,20	-	23.222,08	383.468,98	10.020,88	257.567,95
Consumo de energia (kWh/t)	153,02	-	-	-	-	-	153,02	18,09	-	39,17	646,88	17,15	-	153,02	-	2.744,28	-	-	-	-	-	153,02	18,09	-	39,17	646,88	16,90	434,49
Consumo de combustível (kg diesel)	15.965,22	-	-	-	-	-	15.965,22	1.887,81	-	4.087,09	32.619,59	864,66	-	15.965,22	-	286.318,03	-	-	-	-	-	15.965,22	1.887,81	-	4.087,09	32.619,59	852,42	21.909,89
Emissão de CO ₂ (kg)	50.026,48	-	-	-	-	-	50.026,48	5.915,39	-	12.806,75	102.212,41	2.709,40	-	50.026,48	-	897.168,02	-	-	-	-	-	50.026,48	5.915,39	-	12.806,75	102.212,41	2.671,03	68.653,90
Emissão de CH ₄ (kg)	2,03	-	-	-	-	-	2,03	0,24	-	0,52	9,66	0,14	-	2,03	-	36,32	-	-	-	-	-	2,03	0,24	-	0,52	9,66	0,14	2,78
Emissão de N ₂ O (kg)	0,41	-	-	-	-	-	0,41	0,05	-	0,10	2,76	0,14	-	0,41	-	7,26	-	-	-	-	-	0,41	0,05	-	0,10	2,76	0,14	0,56
Emissão de CO _{2eq} (kg)	50.194,59	-	-	-	-	-	50.194,59	5.935,27	-	12.849,78	103.270,40	2.756,60	-	50.194,59	-	900.182,79	-	-	-	-	-	50.194,59	5.935,27	-	12.849,78	103.270,40	2.717,57	68.884,60
Massa de água - UF (t)	418,92	-	-	-	-	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00	-	0,00	-	2.867,47	-	-	-	-	-	0	0	-	0	0	0	0
EI (kWh/t)	153,02	-	-	-	-	-	153,02	18,09	-	39,17	646,88	17,15	-	153,02	-	2.744,28	-	-	-	-	-	153,02	18,09	-	39,17	646,88	16,90	434,49
CI (kg/kg)	0,084	-	-	-	-	-	0,084	0,010	-	0,022	0,172	0,005	-	0,084	-	1,513	-	-	-	-	-	0,084	0,010	-	0,022	0,172	0,005	0,116
GHG (kg/kg)	0,085	-	-	-	-	-	0,085	0,010	-	0,022	0,174	0,005	-	0,085	-	1,519	-	-	-	-	-	0,085	0,010	-	0,022	0,174	0,005	0,116
WI (kg/kg)	0,707	-	-	-	-	-	0	0	-	0	0	0	-	0	-	4,837	-	-	-	-	-	0	0	-	0	0	0	0
Custo (MMUS\$)	0,234	-	-	-	-	-	0,234	0	-	0,010	0,613	0,036	-	0,234	-	1,080	-	-	-	-	-	0,234	0	-	0,010	0,613	0,133	0
MovCarga	0	-	-	-	-	-	0	0	-	1,44E-03	0	0	-	0	-	0	-	-	-	-	-	0	0	-	1,44E-03	0	0	0
Total por alternativa																												
Demanda energética total - UF (kWh)	90.711,47							518.293,54							1.717.518,47							775.717,57						
EI (kWh/t)	153,02							874,31							2.897,30							1.308,57						
CI (kg/kg)	0,084							0,293							1,598							0,409						
GHG (kg/kg)	0,085							0,295							1,603							0,411						
WI (kg/kg)	0,707							0							4,837							0						
Custo (MMUS\$)	0,234							0,893							1,314							0,990						
MovCarga	0							1,44E-03							0							1,44E-03						
TRL	9							9							4							7						

No caso base, a demanda energética dos equipamentos do SSC e sistema de reinjeção consideram a potência nominal instalada, o que pode estar superdimensionado e refletir no quadro discutido anteriormente.

Para o preparo da pasta de injeção, por exemplo, James e Rørvik (2002) reportam uma demanda energética de 249,94 kWh/t, enquanto o cálculo considerando a potência nominal dos equipamentos a 100% resulta em 2.744,28 kWh/t. Do mesmo modo, enquanto o consumo reportado por aqueles autores para o consumo de energia da rosca transportadora do SSC é de 3 kWh/t, o cálculo com a premissa de potência instalada resulta em 18,09kWh/t. Essa variação está relacionada, principalmente, à ausência de dados operacionais para todos os equipamentos dos sistemas, incertezas quanto ao tempo de operação e fator de utilização necessários para atender à demanda da perfuração. Para permitir esta análise comparativa é necessária a definição de premissas e simplificações quanto ao tempo de operação e fator de utilização aplicáveis a todos os equipamentos. Uma análise de sensibilidade com esta última variável é apresentada adiante.

A Figura 5.4 representa a comparação entre os resultados obtidos para as métricas quantitativas propostas nesta dissertação (exceto TRL).

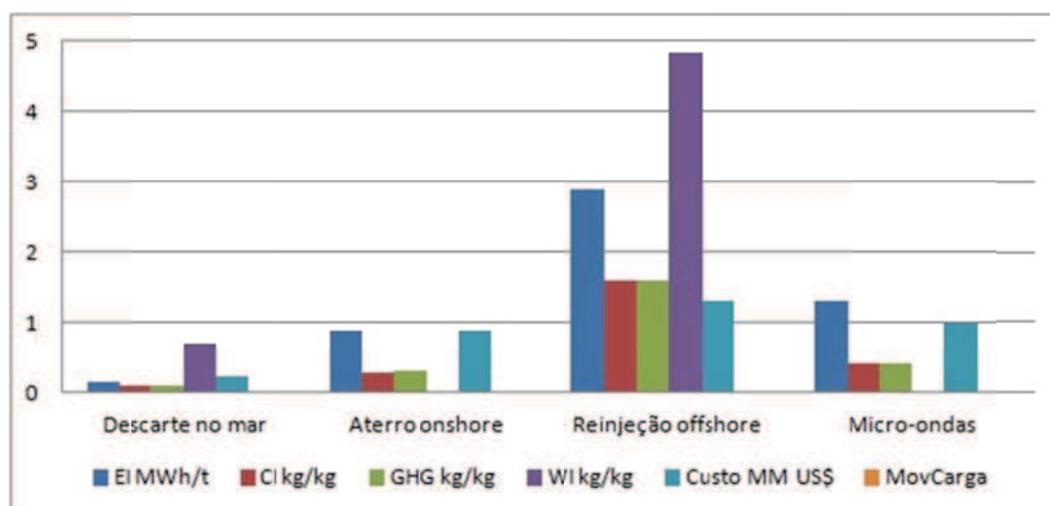


Figura 5.4: Métricas quantitativas calculadas para cada alternativa de destinação de CP.

Para as alternativas de Descarte no mar e Reinjeção, foi considerada a necessidade de adição de água ao processo, sendo equivalente a 50% do volume de CP a ser descartado e 20% em volume de pasta a ser injetada. Como premissa, é considerado que as CB são lavadas com água de reuso, o que pode favorecer o desempenho das alternativas que envolvem a disposição/tratamento *onshore*.

Em relação aos custos, os valores estimados para a alternativa de Reinjeção *offshore* possuem alta incerteza, haja vista a inexistência de projetos reportados para águas ultraprofundas e o fato de cada projeto requerer estudos próprios. Mesmo assim, observa-se uma tendência de aumento dos custos partindo do descarte no mar, até as opções de destinação *onshore* e reinjeção.

A análise econômica apresentada neste estudo é simplificada, baseada em valores aproximados e adaptados de projetos semelhantes ao estudo de caso. Parâmetros como localização, facilidades disponíveis, tipo de revestimento do poço, equipamentos disponíveis na sonda de perfuração, número de poços no campo, presença de poço já perfurado que permita o aproveitamento para reinjeção e distância entre a sonda e o porto tem influência direta sobre os custos de cada cenário. Assim como observado neste estudo, Mairs *et al.* (2000) reportam que a maior parte do aumento dos custos relacionados à opção de disposição *onshore*, em relação ao Descarte no mar, são relacionados com o transporte marítimo dos cascalhos até a costa.

Quanto às métricas relacionadas a emissões atmosféricas, observa-se que a GHG e a CI apresentam valores bastante próximos. Parte desse resultado pode estar relacionada à utilização de um único tipo de combustível em todos os cenários.

Dentre as alternativas analisadas, apenas aquelas com destinação *onshore* dos resíduos envolvem a utilização de guindastes. Nos cenários considerados, o descarte no mar e a reinjeção *offshore* são realizados na própria sonda e dispensam o uso de guindastes, recebendo valor “zero” para a métrica MovCarga.

Em relação à maturidade tecnológica, as opções de Descarte no mar e Aterro *onshore* representam técnicas consagradas e disponíveis em escala comercial, recebendo o valor mais alto para o TRL. Por sua vez, as demais alternativas possuem limitações técnicas, com ausência de publicações sobre a execução de projetos de reinjeção *offshore* em águas ultraprofundas e unidades de tratamento por micro-ondas ainda em escala semi-industrial. Tais restrições impactam negativamente o TRL destas alternativas.

5.3.3 Análise de sustentabilidade

O procedimento de normalização apresentado no item 3 desta dissertação foi aplicado sobre as métricas calculadas para cada alternativa (Tabela 5.5) resultando, após pontuação, nos dados apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.5: Métricas quantitativas após normalização.

Processos	Métricas Normalizadas						
	EI	CI	GHG	WI	Custo	MovCarga	TRL
Descarte no mar	0,117	0,142	0,141	0,510	0,273	0,0	9,0
Aterro <i>onshore</i>	0,668	0,492	0,493	0,000	1,041	2,0	9,0
Reinjeção <i>offshore</i>	2,215	2,681	2,678	3,490	1,532	0,0	4,0
Micro-ondas	1,000	0,686	0,687	0,000	1,154	2,0	7,0

Tabela 5.6: Métricas quantitativas após pontuação.

Processos	Métricas Normalizadas - pontuação						
	EI	CI	GHG	WI	Custo	MovCarga	TRL
Descarte no mar	1	1	1	1	1	1	1
Aterro <i>onshore</i>	1	1	1	1	3	9	1
Reinjeção <i>offshore</i>	9	9	9	9	3	1	9
Micro-ondas	3	1	1	1	3	9	3

A matriz NM foi construída com base nos dados da Tabela 5.6 e a matriz GD a partir da ponderação dos GDC (Tabela 5.3). O Vetor Peso de Política foi representado por uma matriz $PWV_{14,1}$ com elementos iguais a 0,07. Dessa forma, foram obtidos o Índice de Criticidade de Projetos Verdes (GDCI), a Matriz de Severidade (SM), o Fator de Criticidade (CF), o Índice de Severidade (SI) e, por fim, o Grau de Sustentabilidade (SD) de cada alternativa de destinação de cascalho, conforme apresentado a seguir.

$$GDCI = \begin{bmatrix} 3,29 \\ 5,14 \\ 3,71 \\ 4,14 \end{bmatrix}$$

$$SM = \begin{bmatrix} 3,286 & 3,286 & 3,286 & 3,286 & 3,286 & 3,286 & 3,286 \\ 5,143 & 5,143 & 5,143 & 5,143 & 15,429 & 46,286 & 5,143 \\ 33,429 & 33,429 & 33,429 & 33,429 & 11,143 & 3,714 & 33,429 \\ 12,429 & 4,143 & 4,143 & 4,143 & 12,429 & 37,286 & 12,429 \end{bmatrix}$$

$$CF = \begin{bmatrix} 23,000 \\ 87,429 \\ 182,000 \\ 87,000 \end{bmatrix}$$

$$SI = \begin{bmatrix} 100,000 \\ 380,124 \\ 791,304 \\ 378,261 \end{bmatrix}$$

$$SD = \begin{bmatrix} 1 \\ 0,2631 \\ 0,1264 \\ 0,2644 \end{bmatrix}$$

Os valores apresentados no GDCI são os mesmos plotados na Figura 12 e discutidos em relação aos GDC. Observa-se que as alternativas de Aterro *onshore* e Micro-ondas se mostram como as mais críticas para o meio ambiente nos cenários e metodologia utilizados.

No entanto, a inclusão das métricas quantitativas altera esta classificação, como pode ser verificado no resultado do CF, SI e SD.

Os valores obtidos para o SD são bastante próximos entre as alternativas analisadas, exceto para o processo de referência. Com base no índice de Grau de Sustentabilidade (SD) o Descarte no mar se apresenta como a alternativa mais sustentável, seguida pelo cenário de tratamento por Micro-ondas, disposição final em Aterro *onshore* e Reinjeção *offshore*, respectivamente. Cabe ressaltar que os resultados obtidos nesta análise estão diretamente relacionados com a qualidade dos dados utilizados, os quais apresentam algumas incertezas.

Garcia e Kapila (2006) realizaram uma análise da demanda energética e emissões atmosféricas de dois cenários envolvendo a de gestão de resíduos de perfuração gerados em operações *offshore: in situ*, com descarte no mar ou injeção; e tratamento em terra por dessorção ou compostagem. As opções que envolvem destinação *onshore* apresentam demanda energética 5 (cinco) a 10 (dez) vezes superior à opção de reinjeção *offshore*, devido ao transporte e equipamentos para tratamento térmico. O descarte no mar tem o menor impacto em relação ao consumo de energia e emissões. Esses resultados corroboram com o obtido nessa dissertação, apesar da variação em relação aos valores absolutos obtidos.

Ding *et al.* (2013) apresentam resultados da comparação da Reinjeção *offshore* e solidificação *onshore* quanto aos impactos ambientais, utilizando a metodologia de análise de ciclo de vida. Os autores concluíram que a solidificação *onshore* emite 15 (quinze) vezes mais CO₂ do que a reinjeção, mas que a reinjeção tende a gerar mais materiais particulados, SO_x e nitratos, sendo recomendadas análises mais detalhadas.

Pettersen (2007) comparou o descarte no mar de cascalhos com FBA e a dessorção termomecânica *onshore*, utilizando análise de ciclo de vida. Essa análise teve foco sobre o potencial de ecotoxicidade marinha, de modo que, nesse critério, a destinação *onshore* apresentou melhor desempenho ambiental. O autor ressalta, que melhorias no inventário de dados provavelmente levariam à redução nos benefícios observados para a opção de destinação *onshore*, tornando o descarte no mar mais vantajoso.

A Matriz de Contribuição de Severidade (SC) e a Figura 5.5 permitem a visualização da contribuição de cada métrica sobre a severidade total das alternativas analisadas.

SC=	14,2857	14,2857	14,2857	14,2857	14,2857	14,2857	14,2857
	5,8824	5,8824	5,8824	5,8824	17,6471	52,9412	5,8824
	18,3673	18,3673	18,3673	18,3673	6,1224	2,0408	18,3673
	14,2857	4,7619	4,7619	4,7619	14,2857	42,8571	14,2857

Verifica-se que a metodologia utilizada não demonstrou sensibilidade suficiente para uma avaliação mais detalhada das contribuições de cada métrica no desempenho das alternativas. Dessa forma, as métricas propostas resultaram em contribuições equivalentes para o SD do Descarte no Mar.

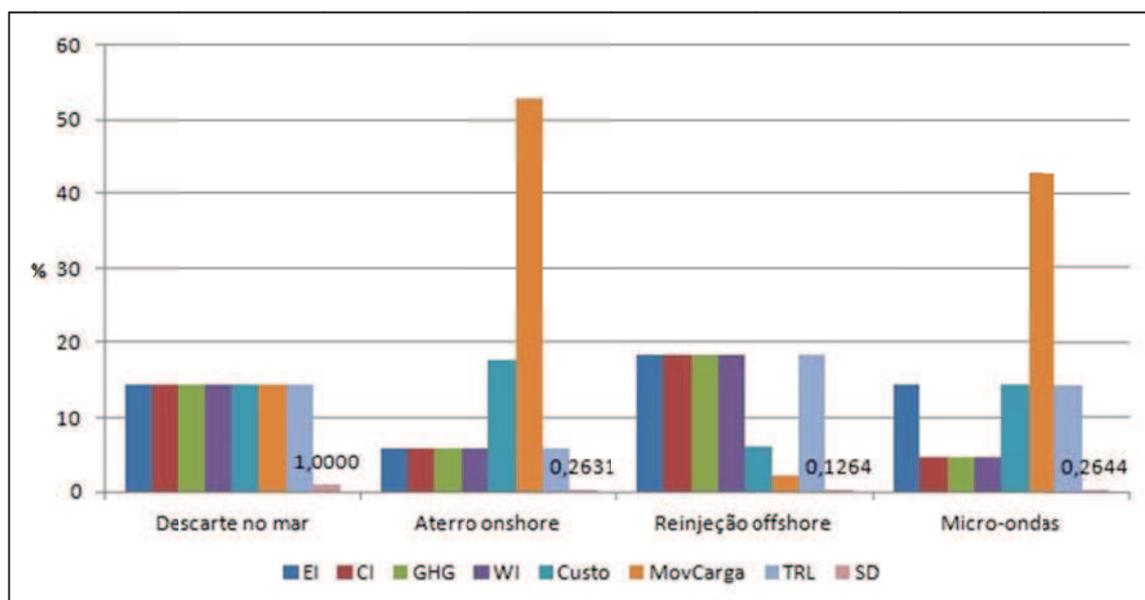


Figura 5.5: Contribuição das métricas para o Vetor de Severidade.

Para a alternativa de *Aterro onshore*, as principais contribuições para a severidade são relacionadas ao custo e riscos ocupacionais, aqui representados pelo risco de acidentes durante operações com movimentação de carga com uso de guindastes. Esse resultado é aderente às características dessa alternativa, a qual envolve custos relacionados ao transporte marítimo e rodoviário e taxas de disposição final dos resíduos. Em relação ao uso de guindastes, existem tecnologias alternativas para o transporte dos CPs que dispensam o uso de CBs e, conseqüentemente, de guindastes para o manuseio e transbordo dos resíduos. Nesse caso, uma nova análise de sustentabilidade poderia ser realizada.

Na alternativa de *Reinjeção offshore*, a intensidade de energia (EI) e métricas relacionadas à queima de combustíveis para atendimento à demanda energética apresentam contribuição superior aos custos. Essa tecnologia tem limitações para aplicação no cenário de águas ultraprofundas, sendo verificado que a metodologia proposta evidenciou a contribuição da métrica de maturidade tecnológica no resultado da análise de sustentabilidade.

Já para a opção de *Micro-ondas*, ainda que os resultados apontem contribuição importante da métrica de consumo de energia, aquelas relacionadas a emissões não se mostram tão significativas quanto os custos, riscos associados à movimentação de carga e

maturidade tecnológica. Isso ocorre, pois, além dos fatores já apresentados sobre custos e riscos, a tecnologia de micro-ondas tem limitações tecnológicas relevantes para a escolha do método de destinação final dos cascalhos.

O resultado obtido é coerente com as práticas atuais do setor no Brasil, onde o descarte no mar representa a principal forma de disposição final de CPs, desde que conforme as regulamentações ambientais. Apesar de essa alternativa ter o potencial de causar impactos ambientais, especialmente sobre o ambiente marinho, ela pode ser a opção preferida para gestão dos resíduos de perfuração quando os riscos operacionais globais, e aspectos econômicos e ambientais associados ao ciclo de vida são comparados com outras opções de gestão de resíduos (IOGP, 2016). Mesmo assim, o descarte no mar talvez não seja uma alternativa possível em longo prazo, seja pelo crescente rigor das restrições ambientais, seja pela possibilidade de desenvolvimento de novas tecnologias para a gestão desses resíduos. O desempenho positivo obtido pelo descarte no mar também é relacionado à baixa necessidade de manuseio dos resíduos e à ausência de necessidade de armazenamento e ou de equipamentos adicionais em relação às demais alternativas em estudo. Na impossibilidade desta prática, a disposição em aterros *onshore* é a opção mais usual. Trata-se de uma alternativa do tipo “*end of pipe*” (“fim de tubo”), ou seja, com foco sobre a saída dos processos produtivos, sendo contrária à hierarquia de gestão de resíduos.

Nesta dissertação, o cenário de Aterro *onshore* considera todo o CP como Classe II. Em situações reais, poderia ser necessária a análise dos resíduos e, eventualmente, o desenvolvimento de tratamento adequado ou envio para aterro de resíduos Classe I, em geral mais distantes e caros, o que resultaria em impactos negativos nas métricas de emissões e custos, além de um maior risco de acidentes durante o transporte. Ainda em relação às premissas assumidas, a adoção do transporte de CPs em CBs apresenta aspectos negativos, como o espaço limitado a bordo da sonda e maior número de operações de movimentação de carga envolvidas.

Para a reinjeção, além de limitação tecnológica em águas ultraprofundas, a intensidade de energia (EI) se mostrou elevada no cenário do caso base. Entretanto, com base em projetos executados no mar da Noruega, Saasen *et al.* (2001) reportam que em locais onde o descarte no mar é proibido e na falta de alternativas de uso dos CPs como matéria-prima em terra, a reinjeção se mostra superior a outras opções no que se refere às emissões de CO₂. James e Rørvik (2002) também obtiveram resultados que apontam a reinjeção como opção mais sustentável em relação a outras destinações *onshore*, com uma demanda de energia estimada em 48% da energia requerida para o processamento *onshore*.

No caso do tratamento por micro-ondas, ainda que esta opção tenha recebido classificação similar à alternativa de disposição em aterro *onshore*, a limitação quanto à disponibilidade comercial do primeiro se mostra como restrição à utilização de uma tecnologia que poderia favorecer a utilização dos resíduos tratados. Além disso, considerando-se a contribuição negativa da movimentação de carga e o consumo de energia, o desenvolvimento de unidades de tratamento por micro-ondas para utilização *offshore* tenderia a melhorar o desempenho desta opção. Ball *et al.* (2012) ressaltam que o principal fator que impede o uso da tecnologia a bordo das sondas de perfuração é a limitação de espaço, sendo necessário o desenvolvimento de unidades menores e adaptadas a essa condição.

Nesse contexto, apesar de diferentes processos de tratamento e destinação de resíduos serem citados na literatura, os avanços nas técnicas de tratamento de CPs têm se mostrado praticamente inalterados nos últimos anos, exceto nos secadores de cascalho e tecnologias de dessorção térmica (STANTEC, 2009).

A utilização de tecnologias diversificadas também é limitada por questões logísticas e de infraestrutura observadas no país. A utilização de barcos para o transporte de CPs em tanques, dispensando o uso de CBs, ainda não é muito difundida. Do mesmo modo, observa-se a baixa disponibilidade de instalações que permitam o tratamento de resíduos com vistas à sua posterior utilização.

Importante destacar, que a metodologia de análise de sustentabilidade proposta considera uma análise prévia das regulamentações ambientais vigentes, o que fez parte das premissas dos cenários deste estudo. Assim, caso alguma das alternativas em análise possua restrições legais, independente de seu desempenho em relação às métricas de sustentabilidade propostas, a mesma não poderá ser utilizada pelo gestor.

Este estudo considerou ponderações iguais para o Vetor Peso de política (*PWV*). Nesse sentido, ressalta-se que as diretrizes de gestão de resíduos podem variar em função de orientações do órgão regulador ou mesmo de políticas públicas específicas, com impacto sobre o resultado das análises de sustentabilidade. Por exemplo, mesmo com o desempenho favorável à utilização do descarte no mar, a aparente vantagem associada ao menor consumo de energia e custos pode ser reduzida em casos onde os custos adicionem eventuais multas ou gastos com projetos ambientais. Políticas energéticas com incentivo à redução da emissão de GEE e ao desenvolvimento de fontes alternativas de geração de energia também podem influenciar o resultado final.

Ainda em relação à metodologia proposta, o conjunto de métricas consideradas, apesar de reduzido, aborda as dimensões ambiental, econômica e social, bem como a maturidade

tecnológica de cada alternativa de gestão de cascalhos. Portanto, apesar das incertezas associadas aos dados utilizados, os resultados permitem um direcionamento em relação às alternativas com melhor desempenho técnico-ambiental.

Conforme reportado por Araújo *et al.* (2015), o SD é um índice de sustentabilidade útil no suporte a processos de tomada de decisão, sendo simples, respondendo aos dados disponíveis e exibindo resiliência à incertezas de dados. A verificação da resiliência requer análise de sensibilidade a incertezas nos dados. Neste trabalho é avaliada a incerteza associada ao fator de utilização dos equipamentos. Adicionalmente, uma vez que a incorporação de métricas quantitativas afeta o SD, a métrica TRL aporta incerteza pelo atributo de maturidade tecnológica, sendo realizada uma análise de sensibilidade à inclusão dessa métrica na comparação entre as alternativas de processamento de CP.

5.3.4 Análise de sensibilidade

Investigou-se a sensibilidade do Grau de Sustentabilidade em relação ao fator de utilização dos equipamentos do SSC, guindaste/empilhadeira e sistema de reinjeção, e em relação à exclusão do TRL no conjunto de métricas quantitativas.

Na análise de sensibilidade ao fator de utilização dos equipamentos as métricas quantitativas foram calculadas para os fatores 10%, 25%, 50%, 75% e 100% (caso base). Os resultados desta análise são apresentados na Tabela 5.7 e Figura 5.6.

Tabela 5.7: Análise de sensibilidade do SD ao fator de utilização dos equipamentos.

Fator de utilização	SD (<i>Grau de Sustentabilidade</i>)			
	Descarte no mar	Aterro <i>onshore</i>	Reinjeção <i>offshore</i>	Micro-ondas
100%	1,0000	0,2631	0,1264	0,2644
75%	1,0000	0,2631	0,1440	0,2644
50%	1,0000	0,2631	0,1440	0,2644
25%	1,0000	0,2354	0,1998	0,2221
10%	1,0000	0,1944	0,2477	0,1791

Observa-se que a alternativa de descarte no mar apresenta o maior Grau de Sustentabilidade em todos os cenários analisados, sendo insensível ao fator de utilização dos equipamentos. É, portanto, de acordo com o SD, a alternativa de maior resiliência a incertezas no parâmetro investigado. No entanto, a Reinjeção tem aumento do SD com a diminuição da utilização dos equipamentos a partir de 75%, mantendo-se até o cenário de 10%. Esse resultado confirma a influência do consumo de energia assumido no caso base (100%) em

relação ao desempenho desta alternativa. Quando a demanda energética considera apenas 10% da potência nominal instalada, a Reinjeção pontua como a segunda melhor opção para a destinação dos CPs. Neste cenário, a energia utilizada no sistema de injeção é de 274,43kWh/t, valor próximo ao reportado por James e Rørvik (2002), 249,94kWh/t.

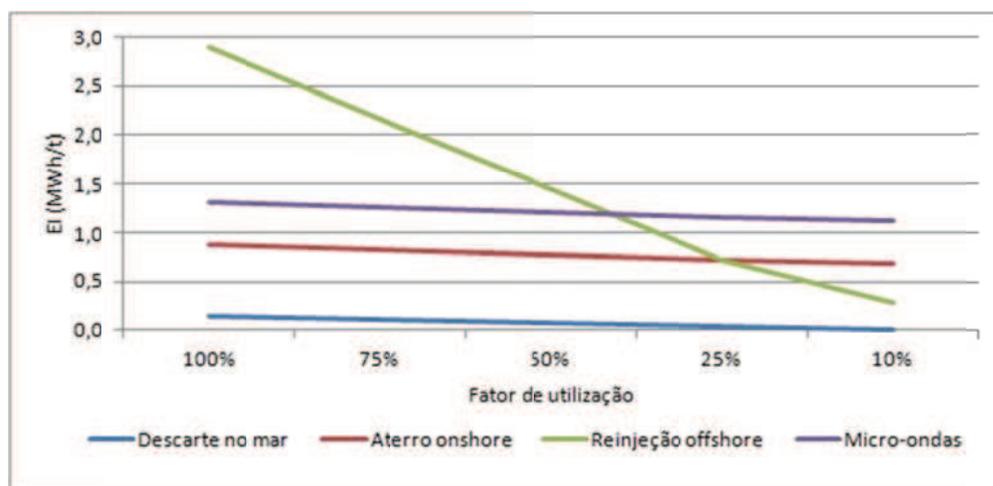


Figura 5.6: Análise de sensibilidade da EI ao fator de utilização dos equipamentos.

Nos cenários de fator de utilização entre 50% e 75% não foi observada variação no SD das opções de Aterro *onshore* e Micro-ondas, havendo pequena redução na EI. Abaixo de 25% do fator de utilização essas alternativas deixam de ser atrativas frente à melhoria de desempenho da Reinjeção em relação ao SD.

No caso do tratamento por micro-ondas, mesmo no cenário de 10% de utilização, a energia utilizada (434,49kWh/t) é superior ao reportado em Robinson *et al.* (2009), 100-140kWh/t. Essa diferença pode estar relacionada às diferentes escalas das unidades de tratamento (semi-industrial ou piloto), bem como ao fato da informação obtida para a elaboração desta dissertação ser referente a um projeto onde a fonte de energia alimenta a unidade de micro-ondas e alguns equipamentos acessórios.

Para verificação da influência da métrica de nível de maturidade tecnológica sobre o SD, foi executada uma análise de sensibilidade considerando-se a exclusão da métrica TRL em conjunto ao fator de utilização dos equipamentos (10%, 25%, 50%, 75% e 100%). Os resultados dessa análise são apresentados na Tabela 5.8.

A alternativa de Descarte no mar permanece com o SD mais elevado em todos os cenários analisados, e mantém a insensibilidade ao fator de utilização de equipamentos. Do cenário de 100% até o de 50% de fator de utilização, as alternativas de Micro-ondas e Aterro *onshore* pontuam como segunda e terceira opções, respectivamente.

Tabela 5.8: Análise de sensibilidade do SD, sem TRL, ao fator de utilização dos equipamentos.

Fator de utilização	SD (<i>Grau de Sustentabilidade</i>) - sem TRL			
	Descarte no mar	Aterro <i>onshore</i>	Reinjeção <i>offshore</i>	Micro-ondas
100%	1,0000	0,2396	0,1327	0,2644
75%	1,0000	0,2396	0,1561	0,2644
50%	1,0000	0,2396	0,1561	0,2644
25%	1,0000	0,2130	0,2413	0,2163
10%	1,0000	0,1742	0,3317	0,1700

No entanto, sem a consideração da maturidade tecnológica (TRL), a Reinjeção passa a ter o segundo melhor desempenho de sustentabilidade (SD) para os cenários de fator de utilização de equipamentos abaixo de 25%. Com 10% de fator de utilização o valor de SD para a Reinjeção é 34% superior ao cenário que considera a variável TRL.

Apesar das limitações técnicas para aplicação da Reinjeção em águas ultraprofundas, a inclusão de uma métrica relacionada à maturidade tecnológica não impede a seleção desta opção como uma das mais favoráveis do ponto de vista técnico e ambiental. Por outro lado, a inclusão da métrica TRL reduz o valor de SD e permite a visualização de contribuição significativa da maturidade tecnológica ao se analisar a Matriz de Contribuição de Severidade (item 5.3.3 desta dissertação), o que pode ser útil para indicar a necessidade de maturação de tecnologias analisadas em um processo de tomada de decisão quanto à gestão de resíduos.

5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Brasil, a maior parte dos CPs gerados em atividades *offshore* é descartada no mar, em conformidade com diretrizes definidas pelo IBAMA no processo de licenciamento ambiental. Em geral, o descarte zero não é uma prática adotada em áreas de águas profundas ou ultraprofundas. Nessas locações, quando o envio de resíduos para destinação em terra é necessário, a alternativa usual é a disposição final em aterro de resíduos sólidos. Ainda que parte do CP possa seguir para empresas de blendagem, o baixo poder calorífico e a presença de sais dificultam ou mesmo impedem sua utilização no coprocessamento de resíduos.

Análises de sustentabilidade podem ser subjetivas devido à complexidade das dimensões envolvidas. Por isso, os resultados deste estudo devem ser analisados cuidadosamente, considerando-se limitações da metodologia utilizada, a qual não inclui todos os impactos que podem ser causados pelas alternativas de destinação final.

Cabe ressaltar as limitações impostas pela disponibilidade de dados. Informações relacionadas às atividades da indústria petrolífera são publicadas, em grande parte, na “literatura cinzenta”, de modo que boa parte das informações mais detalhadas não se encontra disponível para o público devido a questões comerciais ou de segredo industrial. Apesar de fundamentais para qualquer análise comparativa, observa-se que mesmo quando disponível, a maior parte das informações é parcial, não especificando componentes, localização, custos e quantidades efetivamente geradas de resíduos e emissões.

6 CONCLUSÕES

A partir da pesquisa realizada nesta dissertação é possível observar que vários processos alternativos de tratamento de resíduos de perfuração têm sido pesquisados, porém, muitos ainda apresentam limitações econômicas ou tecnológicas para sua implantação em escala industrial.

Os critérios regulatórios são fundamentais na definição das estratégias de gestão de resíduos. Portanto, a aplicação da metodologia proposta deve ser condicionada à análise prévia de atendimento a requisitos legais. Contudo, não existe uma regulamentação específica para a gestão de CPs no Brasil. Atualmente, o descarte no mar é condicionado a diretrizes definidas pelo órgão ambiental licenciador. Mesmo assim, a ausência de regulamentação específica para a gestão desses resíduos em atividades *offshore* no Brasil abre espaço para requisitos diferentes e pode resultar em práticas não padronizadas em termos de desempenho ambiental.

A adoção de alternativas ao Descarte no mar que tenham bom desempenho em termos de sustentabilidade se torna um desafio em áreas como aquelas localizadas no polígono do pré-sal da Bacia de Santos, tanto por questões logísticas e distância da costa, quanto pela profundidade da lâmina d'água e necessidade de utilização de unidades de perfuração flutuantes, que apresentam limitação de espaço e infraestrutura a bordo. Atualmente, a principal destinação empregada aos CPs de atividades marítimas é o Descarte no mar. Quando este não é permitido, em geral os cascalhos são transportados e dispostos em aterro de resíduos sólidos.

A análise qualitativa baseada na aplicação de Critérios de Projetos Verdes (GDC) indica a alternativa de disposição final de CPs em Aterro Industrial *onshore* como a menos sustentável dentre as opções analisadas, nos cenários considerados neste estudo. O Descarte no mar obteve o melhor desempenho quanto à conformidade com os GDCs, principalmente devido à baixa demanda energética, reduzido número de equipamentos envolvidos e monitoramento periódico da operação. A Reinjeção *offshore* obteve o segundo melhor desempenho, seguida pelo tratamento por micro-ondas. Para o tratamento por Micro-ondas, a necessidade atual de transporte dos resíduos até instalações em terra reduz a aderência desta alternativa em relação aos Critérios de Projetos Verdes.

As métricas propostas permitiram a classificação das alternativas de destinação de CPs. O Descarte no mar recebeu o maior valor no índice de Grau de Sustentabilidade (SD), representando a alternativa mais sustentável dentre os cenários analisados, seguido pelo

tratamento por Micro-ondas, disposição final em Aterro *onshore* e Reinjeção *offshore*, respectivamente. Estes resultados estão diretamente relacionados à qualidade dos dados disponíveis e não consideram impactos ao meio biótico.

A inclusão de métrica relacionada ao risco de acidentes ocupacionais permite uma visão mais abrangente em relação às análises de sustentabilidade convencionais, cujo foco principal é sobre as dimensões ambiental e econômica. Do mesmo modo, a inclusão de métrica relacionada ao nível de maturidade tecnológica favorece a identificação de técnicas que apesar de apresentarem potencial para um bom desempenho ambiental, ainda precisam de otimização, no caso, a reinjeção *offshore* e o tratamento por micro-ondas.

Com a exclusão da restrição de maturidade tecnológica e redução do fator de utilização dos equipamentos, a segunda alternativa mais sustentável passa a ser a Reinjeção *offshore*. Entretanto, com base nos dados obtidos durante esta pesquisa, conclui-se que esta não é, atualmente, uma alternativa viável para a destinação de CPs gerados em locais com águas ultraprofundas na área do pré-sal da Bacia de Santos, sendo necessário desenvolvimento tecnológico.

A partir da análise de sensibilidade realizada, verificou-se que a qualidade dos dados utilizados no inventário influencia diretamente o resultado da análise comparativa.

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que a metodologia proposta fornece uma visão geral sobre a sustentabilidade de alternativas de gestão de resíduos de perfuração e favorece o processo de tomada de decisão ao utilizar uma abordagem multicritério e variáveis quantitativas, contribuindo para a redução da subjetividade no processo.

6.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir deste estudo recomenda-se:

- Realização de um estudo para a caracterização dos CPs gerados na área do pré-sal da Bacia de Santos, o que poderá auxiliar o desenvolvimento de processos alternativos para a gestão destes resíduos;
- Aplicação da metodologia em caso prático, com a utilização de dados de projeto específico e consulta a profissionais da área de gestão de resíduos, incluindo cenários que considerem conjuntos de poços localizados na mesma região ao invés de um poço único;

- Realização de análise de componentes principais sobre o conjunto de métricas proposto nesta dissertação em relação à sua contribuição para o cálculo do SD, o que poderia permitir uma otimização no número de métricas quantitativas e inclusão de métricas da dimensão social;
- Desenvolvimento de metodologia para a pré-seleção das alternativas a serem analisadas;
- Incorporação de variáveis relacionadas aos organismos bentônicos e possíveis impactos sobre a biota;
- Estudo do efeito do Vetor Peso de Política (*PWP*) sobre o resultado da análise comparativa, bem como a sensibilidade do procedimento de normalização sobre o SD;
- Análise de sensibilidade sobre a ponderação dos GDC;
- Avaliação de outros componentes para a análise multicritério no processo de tomada de decisão.

7 REFERÊNCIAS

ABBE, O. E.; GRIMES, S. M.; FOWLER, G. D. Decision support for the management of oil well drill cuttings. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Waste and Resource Management**. Volume 164, Issue 4. P. 213-220. November, 2011.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

_____. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 14040**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ABRAHAM, M.A.; NGUYEN, N. “Green Engineering: Defining the Principles” – Results from the Sandestin Conference. **Environmental Progress**. v.22, No.4. Dec. 2003.

ALVES, I.; ARAGÃO, A.; BASTOS, B; FALCÃO, J.; FARTES, E. **Pre-Salt Santos Basin – Well Construction Learning Curve Acceleration**. Offshore Technology Conference – OTC. Houston, Texa, USA. 4-7 May, 2009.

ANASTAS, P.T.; ZIMMERMAN, J.B. Through the 12 Principles Green Engineering. **Environmental Science & Technology**. Mar. 2003

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis**. Rio de Janeiro: 2015.

_____. **Sistema de Levantamento de Preços – SLP**. Síntese dos preços praticados – Brasil, 2015-dezembro. Disponível em: < http://www.anp.gov.br/preco/prc/Resumo_Mensal_Combustiveis.asp>. Acesso em: 10 Jan. 2016.

API. AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. **Overview of Exploration and Production Waste Volumes and Waste Management Practices in the United States**. Based on API Survey of Onshore and Coastal Exploration and Production Operations for 1995 and API Survey of Natural Gas Processing Plants for 1995. Prepared by ICF Consulting for the American Petroleum Institute. May, 2000. 112p.

_____. **Compendium of Greenhouse Gas Emissions Methodologies for the Oil and Natural Gas Industry**. API: August, 2009.

ARAÚJO, O.Q.F.; MEDEIROS, J.L.; YOKOYAMA, L.; MORGADO, C.R.V. Metrics for sustainability analysis of post-combustion abatement of CO₂ emissions: Microalgae mediated routes and CCS (carbon capture and storage). **Energy**, v.92, Part 3, p.556-568. 1 December, 2015.

AZAPAGIC, A., PERDAN, S. Indicators of Sustainable Development for Industry: a general framework. **Process Saf. Environm.** 78 (4): 243-261. 2000.

BALL, A.S.; STEWART, R.J.; SCHLIEPHAKE, K. A review of the current options for the treatment and safe disposal of drill cuttings. **Waste Manag. Res.** 30: 457-473. May, 2012.

BAKKE, T., KLUNGSOYR, J.; SANNI, S. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. **Marine Environmental Research** (2013). *In press*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.012>>. Acesso em: 11 out. 2013.

BP. **BP Statistical Review of World Energy June 2015**. 64^a Ed. 2015. Disponível em: <bp.com/statisticalreview>. Acesso em: 30 jan. 2016.

BELTRÃO, R.L.C.; SOMBRA, C.L.; LAGE, A.C.V.M.; FAGUNDES NETTO, J.R.; HENRIQUES, C.C.D. **Challenges and New Technologies for the Development of the Pre-Salt Cluster, Santos Basin, Brazil**. Offshore Technology Conference – OTC. Houston, Texas, USA. 4-7 May, 2009.

BEN. **Balanco Energético Nacional 2015: Ano base 2014**. Empresa de Pesquisa Energética. 292p. Rio de Janeiro: EPE, 2015.

BORGES, F.A.T. **Biodegradação de fluido base e de cascalhos oriundos da perfuração de poços de petróleo e gás**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2006.

BRASIL. Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000. **Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências**. 2000.

_____. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. 2010.

CAENN, R.; DARLEY, H.C.H.; GRAY, G.R. **Composition and Properties of Drilling and Completion Fluids**: Chapter 12 – Drilling and Drilling Fluids Waste Management. (Sixth Edition). Elsevier: 2011.

CALDAS, L.Q.; AMARAL, N.B. **Análise de viabilidade econômica de projetos de Exploração e Produção no regime de partilha de produção**: um estudo de caso no campo de Libra no Pré-Sal. Projeto de Graduação. UFRJ – Escola Politécnica. 72p. 2015.

CAPP. Canadian Association of Petroleum Producers. **Offshore Drilling Waste Management Review**. Technical Report. February, 2001.

CAVALCANTE, E. H.; MOTTA, L. M. G.; UBALDO, M. O.; NASCIMENTO, L. A. H.; VEIGA, I. L.; COSTA, J. H. Construção de Trecho Monitorado com Utilização do Resíduo Cascalho de Perfuração. In: CONGRESSO IBERO-LATINOAMERICANO DO ASFALTO, XVI, 2011, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: IBP, 2011.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 264, de 26 de agosto de 1999. **Licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de coprocessamento de resíduos.** 1999.

DING, X., LI, H., XIONG, S. Life cycle inventory analysis of offshore drill cuttings management options. **Advanced Materials Research.** Vols. 610-613, pp 1117-1120, 2013.

EZELL, R.; QUINN, F.; CHIMA, J.; BAIM, A. **First Successful Field Utilization of Cuttings Re-Injection (CRI) in the Offshore Field of Saudi Arabia as an Environmentally Friendly and Cost Effective Waste Disposal Method.** SPE Annual Technical Conference and Exhibition. Colorado, USA. 30 Oct. – 2 Nov.: 2011.

FALCÃO, J.L. Perfuração de formações salíferas. In: MOHRIAK, W.; SZATMAN, P.; ANJOS, S.M.C. (Org.). **SAL: Geologia e Tectônica.** São Paulo: Beca Edições Ltda, 2008.

FIALHO, P. F. **Cascalho de perfuração de poços de petróleo e gás. Estudo do potencial de aplicação em concreto.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Espírito Santo – Centro Tecnológico. 217 f. 2012.

FRTR. Federal Remediation Technologies Roundtable. **Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0.** Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html>. Acesso em: 15 nov. 2014.

GAMBOA, L.A.P.; MACHADO, M.A.P.; SILVEIRA, D.P.; FREITAS, J.T.R.; SILVA, S.R.P. Evaporitos Estratificados no Atlântico Sul: interpretação sísmica e controle tectono-estratigráfico na Bacia de Santos. In: MOHRIAK, W.; SZATMAN, P.; ANJOS, S.M.C. (Org.). **SAL: Geologia e Tectônica.** São Paulo: Beca Edições Ltda, 2008.

GIL, L.; ANDRADE, M.H.; COSTA, M.C. Os TRL (Technology Readiness Levels) Como Ferramenta Na Avaliação Tecnológica. **Ingenium.** p. 94-96. Jan./Fev., 2014.

GOGAN, R.; MATTIA, V.; OATES, M.; GUMAROV, S.; SHOKANOV, T.; MANGIAMELI, R.; SIMMONS, S.; BOYLES, G.; WOOLSLEY, G. **Cuttings Re-Injection as an Environmentally Safe and Economically Efficient Drilling Waste Management Option for Karachaganak Field.** SPE Caspian Carbonates Technology Conference. Atyrau, Kazakhstan. 8-10 Nov, 2010. SPE 139768.

GUMAROV, S.M.; SHOKANOV, T.A.; SIMMONS, S.; ANOKHIN, V.V.; BENELKADI, S.; JI, L. **Drill Cuttings Re-Injection Well Design and Completion: Best Practices and**

Lessons Learned. IADC/SPE Drilling Conference and Exhibition. Texas, USA. 4-6 March, 2014.

GUO, Q.; ABOU-SAYED, A.S. **Worldwide Drill Cuttings Injection Permitting Requirements and Guidelines.** SPE/EPA/DOE Exploration and Production Environmental Conference. Texas, USA. 10-12 March 2003. SPE 80587.

IBAMA. Nota Técnica CGPEG/DILIC/IBAMA nº 01/11. **Projeto de Controle da Poluição:** diretrizes para apresentação, implementação e para elaboração de relatórios, nos processos de licenciamento ambiental dos empreendimentos marítimos de exploração e produção de petróleo e gás. 2011.

_____. Minuta para consulta pública. **Fluidos de Perfuração e Complementares:** Novas diretrizes para uso e descarte de fluidos de perfuração e cascalhos, fluidos complementares e pastas de cimento nos processos de licenciamento ambiental dos empreendimentos marítimos de exploração e produção de petróleo e gás natural. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/licenciamento>>, link “Petróleo - Procedimentos”. Acesso em: 14 mar. 2014.

IEA. International Energy Agency. **Key World Energy Statistics.** OECD/IEA: 2015. Disponível em: < http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/Key_World_Statistics_2015.pdf>. Acesso em: 08 Jan. 2016.

IOGP. International Association Of Oil & Gas Producers. **Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil & gas operations.** Report No. 342. 114 p. London, 2003.

_____. **Environmental fates and effects of ocean discharge of drill cuttings and associated drilling fluids from offshore oil and gas operations.** Report No. 543. 144 p. March, 2016.

IPCC. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories,** Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T. and Tanabe K. (eds.), IGES, Japan, 2006.

JAHN, F.; COOK, M.; GRAHAM, M. (Ed.) **Hydrocarbon Exploration and Production.** 2nd. Edition. Volume 55. TRACS International Consultancy Ltd. Aberdeen, UK. Elsevier: 2008.

JAMES, R.W.; RØRVIK, B. **Total Energy Consumption: A Comparative Case Study of Two Alternative North Sea Cuttings Handling Processes Associated with the Use of Oil Based Drilling Fluids.** SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production. Kuala Lumpur, Malasia. 20-22 March, 2002.

JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, C., CONSTABLE, D.J.C. **Green Chemistry and Engineering: a practical design approach**. Wiley, 2011.

KHAN, F. I.; TAHIR, H.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **Journal of Environmental Management**. 71 (2004) 95-122.

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization /solidification of petroleum drill cuttings. **Journal of Hazardous Materials**, 174: 463-472. 2010.

LEONARDO, V.J.A. **Contribuição ao estudo da secagem com microondas de tinta à base de resina acrílica emulsionada em água utilizada na sinalização horizontal viária**. Dissertação (Mestrado). Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia – Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos. São Caetano do Sul-SP, 118 f. 2009.

MAGGIORI, D.; REITH, C. **Developing Sub-Sea Cuttings Re-Injection Technology for Application in the Caspian Sea**. SPE Annual Technical Conference and Exhibition. Colorado, USA. 5-8 October, 2003. SPE 84153.

MAIRS, H.; SMITH, J.; MELTON, R.; PASMORE, J.; MARUCA, S. Anexo IX – Efeitos Ambientais dos Cascalhos Associados a Fluidos Não-aquosos: Fundamentos Técnicos. Documento Minuta. Compilado pelo IBP. Novembro, 2000. *In: MAPEM – Monitoramento Ambiental em Atividades de Perfuração Exploratória Marítima*. TOLDO JR, E.E.; AYUP-ZOUAIN, R.N. (Ed.). Instituto de Geociências – UFRGS. 2004.

MALIARDI, A; CECCONI, F.; SIMEONE, D.; GUMAROV, S.; SHOKANOV, T.; ANOKHIN, V.; BENELKADI, S.; BOSISIO, F.; MANGIAMELI, R. **Subsurface Cuttings Injection: Technical Challenges and Opportunities**. International Petroleum Technology Conference. Doha, Qatar. 20-22 January, 2014. IPTC 17565.

MAN DIESEL. MAN Diesel & Turbo. **Marine Engine: IMO Tier II and Tier III Programme 2015**. 4510-0014-00 web Aug. 2015.

MANKINS, J.C. **Technology Readiness Levels**. A White Paper. Office of Space Access and Technology, NASA. April 6, 1995.

MEDEIROS, L.C. **Adição de Cascalho de Perfuração da Bacia Potiguar em Argilas para Uso em Materiais Cerâmicos: influência da concentração e temperatura de queima**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2010.

M-I SWACO. **Cuttings Re-Injection: Site-specific process to meet the challenges, issues or limitations of any waste-disposal injection site**. M-I SWACO, 2003.

MORAIS, J.M. de. **Petróleo em águas profundas: uma história tecnológica da Petrobras na exploração e produção offshore**. Brasília: Ipea: Petrobras, 2013.

MOHRIAK, W.; SZATMARI, P. Introdução às propriedades químicas e físicas dos evaporitos. *In*: MOHRIAK, W.; SZATMAN, P.; ANJOS, S.M.C. (Org.). **SAL: Geologia e Tectônica**. São Paulo: Beca Edições Ltda, 2008.

NOV. National Oilwell Varco. Disponível em: <<https://www.nov.com>>. Acesso em: 19 Dez. 2015.

OSPAR. OSPAR Decision 2000/3 on the Use of Organic-Phase Drilling Fluids (OPF) and the Discharge of OPF-Contaminated Cuttings. *In*: **Summary Record OSPAR 2000**. OSPAR 00/20/01-E, Annex 18. Copenhagen: 26-30 jun. 2000.

_____. **OSPAR Comission 2001: The Environmental Aspects of on and off-site injection drill cuttings and produced water. Best Available Technique (BAT) and Best Environmental Practice (BEP) Series**. 2001.

PAGE, P. W.; GREAVES, C.; LAWSON, R.; HAYES, S.; BOYLE, F. Options for the Recycling of Drill Cuttings. **Proceedings SPE/EPA/DOE Exploration and Production Environmental Conference, San Antonio, Texas, U.S.A.** 10-12 March, 2003. Society of Petroleum Engineers International, Richardson, Texas, USA: 2003. SPE Paper 80583.

PAPATERRA, G.E.Z. **PRÉ-SAL: conceituação geológica sobre uma nova fronteira exploratória no Brasil**. Rio de Janeiro, 2010. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

PATEL, D., KELLICI, S., SAHA, B. Green process engineering as the key to future processes. **Processes**. 2 (1): 311-332. 2014.

PEREIRA, M. S. **Caracterização de Cascalho e Lama de Perfuração ao Longo do Processo de Controle de Sólidos em Sondas de Petróleo e Gás**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Uberlândia – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. 129 f. 2010.

_____. **Aplicação de secagem por microondas no tratamento de cascalho de perfuração**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Uberlândia – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. 122 f. 2013.

PETRI JUNIOR, I. **Secagem por micro-ondas na descontaminação de cascalhos de perfuração**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Uberlândia – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. 131 f. 2014

PETROBRAS. **Pré-sal: entenda como foi formado o pré-sal**. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/areas-de-atuacao/exploracao-e-producao-de-petroleo-e-gas/pre-sal/>>. Acesso em: 13 fev. 2016.

PETTERSEN, J. **Overall evaluation of offshore drilling fluid technology**: Development and application of life-cycle inventory and impact assessment methods. Doctoral thesis, Faculty of Engineering Science and Technology, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, 2007.

PIRES, P. J. M. **Utilização de Cascalho de Perfuração de Poços de Petróleo para a Produção de Cerâmica Vermelha**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: 2009.

PIVEL, M.A.G.; FREITAS, C.M.D.S.; COMBA, J.L.D. Modeling the discharge of cuttings and drilling fluids in a deep-water environment. **Deep-Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography**, 56: 12-21. January, 2009.

ROBINSON, J.P.; KINGMAN, S.W.; SNAPE, C.E.; BARRANCO, R.; SHANG, H.; BRADLEY, M.S.A; BRADSHAW, S.M. Remediation of oil-contaminated drill cuttings using continuous microwave heating. **Chemical Engineering Journal**, v. 152, p. 458-463, 2009.

ROBINSON, J.P.; KINGMAN, S.W.; SNAPE, C.E.; BRADSHAW, S.M.; BRADLEY, M.S.A; SHANG, H.; BARRANCO, R.. Scale-up and design of a continuous microwave treatment system for the processing of oil-contaminated drill cuttings. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 88, p. 146-154, 2010.

ROBINSON, J.P.; KINGMAN, S.W.; LESTER, E.H.; YI, C. Microwave remediation of hydrocarbon-contaminated soils – Scale-up using batch reactors. **Separation and Purification Technology**, v. 96, p. 12-19, 2012.

ROSENTHAL, A. **Safe Design of a Continuous Supercritical Extraction System for the Extraction of Drilling Fluid from Drill Cuttings**. Thesis (Master of Applied Science in Engineering). University of Guelph. Ontario, Canadá. 2012.

ROSSI, A.S.; FARIA, M.G.; PEREIRA, M.S.; ATAIDE, C.H. **Aspectos Fundamentais do Aquecimento e Secagem de Cascalho de Perfuração por Microondas**. ENAHPE – IV Encontro Nacional de Hidráulica de Poços de Petróleo e Gás. 10-13 Agosto, 2015.

ROZA, F.C.; FREITAS, L.S. **Balanco das emissões de gases do efeito estufa (GEE) na cadeia completa de produção do biodiesel de soja**. Projeto de graduação (Engenharia ambiental) – UFRJ. Rio de Janeiro-RJ. 141p. 2010.

SAASEN, A.; TRAN, T.N.; JØRANSON, H.; MEYER, E.; GABRIELSEN, G.; TRONSTAD, A.E. **Subsea Re-Injection of Drilled Cuttings – Operational Experience**. SPE/IADC Drilling Conference. Amsterdam, The Netherlands. 27 Feb.-1 Mar. 2001.

SANTOS. C. B. dos. **Utilização de Resíduos Oleosos Provenientes das Atividades de Petróleo para Uso em Pavimentos Rodoviários**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-

graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande: 2010.

SANTOS, J.M. **Descontaminação de sólidos de perfuração via aquecimento por microondas**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Uberlândia – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. 69 f. 2014.

SCHAFFEL, S. B. **A Questão Ambiental na Etapa de Perfuração de Poços Marítimos de Óleo e Gás no Brasil**. Dissertação (Mestrado). Programa de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SCHWARZ, J.; BELOFF, B.; BEAVER, E. Use Sustainability Metrics to Guide Decision-Making. **CEP**. www.cepmagazine.org. Jul. 2002.

SEATON, S.; MORRIS, R.; BLONQUIST, J.; HOGAN, B. Analysis of Drilling Fluid Base Oil Recovered from Drilling Waste by Thermal Desorption. **In: 13th International Petroleum Environmental Conference**. Texas, 2006. Disponível em: <http://ipec.utulsa.edu/Conf2006/Papers/Seaton-_70.pdf>. Acesso em: 21 fev. 2016.

SEBASTIÃO, D.; LADEIRA, D.; ANTUNES, M.; CORREIA, L.M. **Exposição Ocupacional a Campos Electromagnéticos na banda das Radiofrequências**. Versão 05. OPTIMUS/VODAFONE/TM. Projeto monIT, Lisboa: 2009.

SFT. Norwegian Pollution Control Authority (SFT). ØREN, H.M. **Regulation of the Norwegian offshore petroleum industry**. (Apresentação). Seminar Kazakhstan, 27 May – 3 June, 2006. Disponível em: <<http://inece.org>>. Acesso em: 23 jan 2016.

SHANG, H.; SNAPE, C.E.; KINGMAN, S.W.; ROBINSON, J.P. Microwave treatment of oil-contaminated North Sea drill cuttings in a high power multimode cavity. **Separation and Purification Technology**, v.49, p.84-90, 2006.

SIKDAR, S.K. Sustainable Development and Sustainability Metrics. **AIChE Journal**. v.49, No.8. Aug. 2003.

SIKDAR, S.K.; SENGUPTA, D.; HARTEN, P. More on aggregating multiple indicators into a single index for sustainability analyses. **Clean Techn Environ Policy**. v.14, p.765-773. 2012.

SINGH, R.K.; MURTY, H.R.; GUPTA, S.K.; DIKSHIT, A.K. An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological Indicators**. v.15, p.281-299. 2012.

SOUSA, C. A. de; MENDES, F. S. **Coprocessamento em Fornos de Clínquer: uma alternativa sustentável para destinação do resíduo cascalho de perfuração em poços de petróleo em Mossoró-RN**. RUnPetro – Revista Eletrônica de Petróleo e Gás. Universidade Potiguar. Ano I, n. 1. nov.2012/abr.2013. 2012.

STANTEC. Jacques Whitford Stantec Limited. **Cuttings Treatment Technology Evaluation**. Environmental Studies Research Funds Report N°. 166. St. John's, NL. 100 p. July, 2009.

TABONE, M.D.; CREGG, J.J.; BECKMAN, E.J.; LANDIS, A.E. Sustainability Metrics: Life Cycle Assessment and Green Design in Polymers. **Environ. Sci. Technol**, v. 44, p. 8264-8269, 2010.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. M.; FAIRCHILD, T. R.; TAIOLI, F. (Org.). **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000. 2ª Reimpressão, 2003.

THERMTECH AS. **Description of the TCC®**. Project No: 7320. Revision A.5. Aug. 2010. Disponível em: < <http://www.thermtech.no/>>. Acesso em: 21 Fev. 2016.

THOMAS, J. E. (Org.). **Fundamentos de Engenharia de Petróleo**. 2.ed. – Rio de Janeiro: Interciência: PETROBRAS, 2004.

TIGER OFFSHORE. Cutting Box-25bbl. Disponível em: < <http://tiger-rentank.com.br>>. Acesso em: 09 Jan. 2016

USEPA. U.S. EPA. 40 CFR Part 435. **Effluent Guidelines and Standards, Oil and Gas Extraction Point Source Category**. Federal Register; Rules and Regulations. Vol. 44, No. 73. April 13, 1979.

_____. **Development Document for Effluent Limitations Guidelines and New Source Performance Standards for the Offshore Subcategory of the Oil and Gas Extraction Point Source Category – Final**. Office of Water, Washington, DC (EPA-821-R-93-003). January, 1993.

_____. 40 CFR Part 435. **Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Coastal Subcategory of the Oil and Gas Extraction Point Source Category**. Federal Register; Rules and Regulations. Vol. 61, No. 242. Dec. 16, 1996.

_____. **Environmental Assessment of Final Effluent Guidelines and Standards for Synthetic-Based Drilling Fluids and Other Non-Aqueous Drilling Fluids in the Oil and Gas Extraction Point Source Category**. Office of Water, Washington, DC (EPA-821-B-00-014). December, 2000.

_____. 40 CFR Parts 9 and 435. **Effluent Guidelines and New Source Performance Standards for the Oil and Gas Extraction Point Source Category; OMB Approval Under the Paperwork Reduction Act: Technical Amendment; Final Rule**. Federal Register; Rules and Regulations. Vol. 66, No. 14. January 22, 2001.

_____. **Regulating Petroleum Industry Wastewater Discharges in the United States and Norway**. Information Sheet – Final. January, 2011.

_____. **Protecting Underground Sources of Drinking Water from Underground Injection (UIC)**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/uic>>. Acesso em: 12 mar. 2016.

VAN HAMME, J. D.; SINGH, A.; WARD, O. P. Recent Advances in Petroleum Microbiology. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**. Washington, v. 67, n.4, p. 503-549. Dec. 2003.

VEIGA, L. F. **Avaliação de Risco Ecológico dos Descartes da Atividade de Perfuração de Poços de Óleo e Gás em Ambientes Marinhos**. Tese (Doutorado) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil. Rio de Janeiro, 2010.

WBG. WORLD BANK GROUP. **Environmental, Health, and Safety Guidelines for Offshore Oil and Gas Development**. June, 2015. Disponível em: < <http://www.ifc.org>>. Acesso em: 06 dez. 2015.

WOJTANOWICZ, A.K. Chapter 5: Oilfield Waste Disposal Control. *In*: ORSZULIK, S.T. (Ed.). **Environmental Technology in the Oil Industry**. 2nd. Edition. Hampshire, U.K.: Oxoid Ltd. 2008.

APÊNDICE A – DETALHAMENTO E CÁLCULO DAS MÉTRICAS

O cálculo das métricas selecionadas para o caso base deste estudo se baseia nas definições e premissas operacionais apresentadas no item 3 – Metodologia e detalhadas a seguir.

- **Unidade funcional:** 228m³ de CP gerado nas fases do poço perfuradas com FBNA, ou 592,8 t (adotando-se densidade de cascalho em 2,6 g/cm³).

- **Distâncias a serem percorridas:**
 - Sonda de perfuração e base portuária: definida a partir da média das distâncias entre os poços perfurados na área do Polígono do Pré-sal da Bacia de Santos e o Porto de Niterói, com uso do *software* para Sistemas de Informações Geográficas ArcGIS, da Esri. Os dados foram obtidos no Banco de Dados de Exploração e Produção (BDEP), da ANP. Assume-se que os poços perfurados entre 2011 e julho de 2015 (consulta realizada em janeiro de 2016) são representativos para futuras perfurações em reservatórios de pré-sal em termos de distância da base. Distância assumida entre a sonda de perfuração e a base portuária: 250km;
 - Base portuária e Central de Resíduos: considera a distância entre o porto de Niterói – RJ e uma instalação para apoio logístico ao gerenciamento de resíduos provenientes de atividades de E&P *Offshore*, especialmente descarregamento e limpeza de CBs e tratamento de resíduos. Distância assumida entre a base portuária e a Central de Resíduos: 27km;
 - Central de Resíduos e Aterro Industrial: considera a distância entre a área de gerenciamento de resíduos assumida para este estudo e um Aterro Industrial licenciado para o recebimento de resíduos Classe II. Distância assumida entre a Central de Resíduos e o Aterro Industrial: 16km.

- **Velocidade de perfuração:**
 - Com base em dados do BDEP, da ANP, Caldas e Amaral (2015) reportaram a duração de 90 dias como média para perfuração de um poço na área do Pré-sal pela operadora Petrobras, no ano de 2014. A taxa de penetração e, conseqüentemente, a velocidade de perfuração, varia durante a construção de um poço e sofre a influência de fatores como tipo de broca, diâmetro do poço e

litologia. Para fases de menor diâmetro, por exemplo, podem ser atingidas altas velocidades de perfuração. Por simplificação, neste estudo se adotou a duração de 90 dias para o poço de referência e operação contínua, o que resultou em uma Velocidade Média de Perfuração de 41,42m/dia.

➤ **Geração diária de cascalho de perfuração:**

A geração de cascalho é variável durante a construção de um poço. Neste estudo, a produção diária de cascalhos foi estimada considerando-se a velocidade média de perfuração adotada (41,42m/dia) em relação à extensão das Fases III e IV do poço de referência. O objetivo desta estimativa foi verificar se a capacidade de processamento informada para cada alternativa seria suficiente para atender às premissas do poço de referência:

- Fase III: considerando-se a extensão da Fase III (1455m) e a velocidade média de perfuração (41,42m/dia), obtém-se uma duração de aproximadamente 35,13 dias de perfuração. A partir do volume de cascalho gerado (185m³) é possível estimar a Geração Diária de Cascalho de Perfuração na Fase III. Geração Diária de CP na Fase III é 5,28m³/dia (ou 13,73t/dia).
- Fase IV: com base na extensão da Fase IV (1013m) e a velocidade média de perfuração (41,42m/dia), obtém-se uma duração de aproximadamente 24,46 dias de perfuração. A partir do volume de cascalho gerado (43m³) é possível estimar a Geração Diária de Cascalho de Perfuração na Fase IV. Geração Diária de CP na Fase IV = 1,75m³/dia (ou 4,56t/dia).

➤ **Emissões de Gases de Efeito Estufa:**

Este estudo, considera as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, os principais gases causadores do efeito estufa emitidos nas operações da indústria de petróleo. A emissão de HFCs, PFCs e SF₆ não está diretamente associada à indústria de petróleo, ainda que tais gases possam ser emitidos em subsetores, como sistemas de refrigeração e de combate a incêndio. Portanto, sua emissão total não é, necessariamente, significativa (API, 2009).

Os cálculos de emissão foram baseados no consumo de combustível e uso de fatores de emissão de combustível padrão, conforme Equação A1:

$$E_{GEE,combustível} = CS_{combustível} * PC_{combustível} * FE_{GEE,combustível} \quad (A1)$$

onde:

$E_{GEE, \text{combustível}}$ = emissão de um dado GEE pelo tipo de combustível (kg GEE)

$CS_{\text{combustível}}$ = consumo de combustível (kg)

$PC_{\text{combustível}}$ = poder calorífico do combustível (TJ/kg)

$FE_{GEE, \text{combustível}}$ = fator de emissão padrão para um dado GEE pelo tipo de combustível (kg/TJ)

➤ **Cálculo do Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential* – GWP):**

Os inventários de GEE costumam ser reportados em termos de dióxido de carbono equivalente (CO_{2eq}), no qual todos os GEEs são convertidos para uma base equivalente relacionada ao seu Potencial de Aquecimento Global (GWP). O GWP é a medida da capacidade de um gás reter o calor durante um determinado tempo na atmosfera, em relação à mesma massa de CO_2 emitido durante o mesmo o mesmo período de tempo. Trata-se, portanto, de uma ferramenta de ponderação estatística útil para comparar o potencial de armazenamento de calor de diferentes gases (API, 2009).

Neste estudo, são considerados os GWPs recomendados por *United Nations Framework Convention on Climate* (UNFCCC, 2002 *apud* API, 2009): $CO_2 = 1$, $CH_4 = 21$, e $N_2O = 310$.

O cálculo do CO_{2eq} é realizado conforme Eq. A2:

$$CO_{2eq} = \sum_{i=1}^{\#GEE} (E_i * GWP_i) \quad (A2)$$

onde:

CO_{2eq} = emissões de CO_2 equivalente (kg)

E_i = emissões de GEE do poluente i (kg)

GWP_i = potencial de aquecimento global do poluente i ($kgCO_{2eq}/kg_i$)

➤ **Níveis de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Levels* – TRL)**

O modelo geral de aplicação dessa metodologia considera: pesquisa básica, desenvolvimento tecnológico para determinadas aplicações, demonstração de cada aplicação específica antes do desenvolvimento de sistemas completos, desenvolvimento de sistemas e lançamento e operação dos sistemas desenvolvidos. A definição dos TRLs e uma interpretação básica são apresentadas a seguir (MANKINS, 1995):

- TRL 1 – Observação e registro de princípios básicos: nível mais baixo de maturidade tecnológica. A pesquisa científica começa a ser transformada em pesquisa aplicada e desenvolvimento;
- TRL 2 – Formulação do conceito tecnológico e/ou aplicação: identificação ou criação de aplicações, ainda sem provas experimentais e análises conclusivas;
- TRL 3 – Função crítica analítica e experimental e/ou prova de conceito característica: início da atividade de pesquisa e desenvolvimento (P&D). Realização de estudos analíticos e de laboratório para ajuste e validação das hipóteses oriundas do nível anterior, com validação por “prova de conceito”;
- TRL 4 – Validação do componente e/ou equipamento em ambiente de laboratório: elementos básicos da tecnologia devem ser integrados para se alcançar níveis de desempenho desejados para o equipamento ou componente. Essa validação, ainda de baixa fidelidade, deve apoiar o conceito formulado anteriormente e ser consistente com os requerimentos de uma possível aplicação do sistema.
- TRL 5 – Validação do componente e/ou equipamento em ambiente relevante: a fidelidade do componente testado deve aumentar significativamente. As tecnologias básicas devem ser integradas com elementos de apoio para que as aplicações possam ser testadas em ambiente próximo a condições reais.
- TRL 6 – Modelo de sistema/subsistema ou protótipo demonstrado em ambiente relevante (no solo ou no espaço): passo importante no nível de fidelidade da demonstração da tecnologia, onde um modelo ou protótipo do sistema é testado em um ambiente de laboratório ou operacional próximo às condições reais.
- TRL 7 – Demonstração do protótipo do sistema em um ambiente espacial: requer a demonstração do protótipo do sistema no local definido para sua operação. O protótipo deve estar próximo ou na escala do sistema operacional e a demonstração deve ser realizada no ambiente previsto para sua utilização. Busca-se a confiança na engenharia e gestão do sistema. Será realizado apenas no caso de tecnologias críticas ou de alto risco.

- TRL8 – Sistema real completado e qualificado através de testes e demonstrações (no solo ou no espaço): por definição, todas as tecnologia aplicadas em sistemas reais passam pelo TRL 8. Assim, este constitui o final do desenvolvimento tecnológico da maioria dos componentes do sistema, quando se prova que a tecnologia funciona no projeto final e nas condições de trabalho. Pode incluir, também, a integração de novas tecnologias a um sistema já existente.
- TRL9 – Sistema real “aprovado em voo” em operações de missões bem-sucedidas: todas as tecnologias aplicadas em sistemas reais passam pelo TRL 9. Trata-se do final dos últimos ajustes do sistema real desenvolvido, o sistema real é provado com sucesso em operação. Este TRL não inclui planos de melhoria para sistemas em curso como, por exemplo, um novo motor para um sistema em operação. Nesse caso, as atualizações entrariam no nível de TRL correspondente ao desenvolvimento da melhoria.

➤ **Cálculo das métricas de sustentabilidade**

O cálculo das métricas para cada alternativa de processamento de CP são detalhados nos itens seguintes. Considerações sobre a metodologia utilizada em são apresentadas ao longo do item “a) Descarte no mar”. O racional apresentado se refere ao caso base dos cenários quanto à demanda energética.

a) Descarte no Mar

▪ **Intensidade de Energia (*Energy Intensity* – EI)**

A geração de cascalhos é variável durante a construção de um poço marítimo. De maneira conservadora e devido a limitações de dados disponíveis, neste estudo a demanda energética considera a capacidade nominal dos equipamentos do SSC.

O consumo de energia é estimado com base no consumo de combustível, calculado pela multiplicação do tempo de operação dos equipamentos pela taxa de consumo de combustível de cada equipamento. Em situações onde a energia é fornecida pelo sistema da plataforma, um motor a diesel é considerado para o cálculo da demanda energética e emissões. Conforme comentado por Garcia e Kapila (2006), essa aproximação pode não ser

aplicável a todas as situações, mas fornece valores conservativos de emissões e consumo de energia, permitindo a comparação entre métodos de gestão de resíduos de perfuração.

O tempo de operação é assumido a partir da duração da perfuração em cada fase (Fase III = 35,13 dias ou 843,12h; Fase IV = 24,46 dias ou 587,04h), podendo estar superestimado devido à incerteza associada à estimativa de velocidade de perfuração e geração de cascalho.

A demanda energética de cada equipamento é convertida para kWh a fim de padronização, obtendo-se:

- Potência nominal dos equipamentos do SSC = **63,43kW**
- Consumo de energia – UF (Unidade Funcional) = **90.711,47kWh**

$$EI = \frac{\text{Unidade de energia elétrica}}{\text{Unidade de massa de resíduo}} \quad (\text{A3})$$

$$EI = 153,02 \text{ kWh/t}$$

▪ **Intensidade de Carbono (*Carbon Intensity* – CI)**

A emissão de CO₂ é calculada com base na estimativa do consumo de combustível necessário para a geração de energia a partir de um motor diesel, associada à demanda energética de cada alternativa de tratamento de CP. Devido à disponibilidade de dados e premissas assumidas para o caso base, os resultados numéricos podem estar superestimados e devem ser analisados com cautela.

➤ Geração de energia para motor diesel:

Adota-se o consumo de óleo combustível para um motor diesel com turbocompressor e intercooler de 4290HP igual a 176g/kWh (MAN DIESEL, 2015), baseado na capacidade nominal (100% de potência) de um motor diesel com eficiência entre 64 e 67%. Esse valor considera o consumo de óleo combustível com Poder Calorífico Inferior (PCI) de 42.700kJ/kg. Para fins de padronização, adota-se o PCI referente ao óleo diesel reportado em BEN (2015), ou seja, 10.100kcal/kg (42,287MJ/kg). Com base nesse consumo de combustível se obteve:

- Geração de energia para motor diesel = **5,68kWh/kg diesel**

➤ Emissão de CO₂ por kWh:

Os cálculos de emissão de CO₂ são baseados no consumo de combustível, conforme Eq. A1. O consumo de combustível é igual à relação entre o consumo de energia do sistema (kWh) e a energia gerada pelo motor diesel (kWh/kg), calculado no item anterior. Uma vez que estão sendo utilizados fatores de emissão publicados e não específicos de cada equipamento, as estimativas apresentam incertezas associadas.

Fator de emissão para fontes estacionárias de combustão (IPCC, 2006):

$$\circ \text{CO}_2 = 74.100\text{kg CO}_2/\text{TJ combustível}$$

Portanto, considerando-se a UF:

- Emissão de CO₂ = **50.026,48 kgCO₂**

$$CI = \frac{\text{kg CO}_2}{\text{kg resíduo}} \quad (\text{A4})$$

$$CI = 0,084$$

▪ **Emissões de Gases de Efeito Estufa (*Greenhouse gas emissions* – GHG)**

➤ Emissão de GEE por kWh:

O cálculo da emissão de gases de efeito estufa foi baseado no consumo de combustível estimado para o SSC e em fatores de emissão de combustível padrão (diesel) reportados em IPCC (2006), conforme Eq. A1.

Fatores de emissão para fontes estacionárias de combustão (IPCC, 2006):

- CO₂ = 74.100kg CO₂/TJ combustível;
- CH₄ = 3kg CH₄/TJ combustível;
- N₂O = 0,6 kgN₂O/TJ combustível.

Portanto, considerando-se a UF:

- Emissões de CO₂ (conforme item anterior): **50.026,48 kgCO₂**
- Emissões de CH₄ = **2,03 kgCH₄**
- Emissões de N₂O = **0,41 kgN₂O**

➤ Cálculo do Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential* – GWP):

O cálculo do CO_{2eq} foi realizado conforme Eq. A2. Logo:

- Emissões de CO₂ = **50.026,48 kgCO_{2eq}**
- Emissões de CH₄ = **42,53 kgCO_{2eq}**
- Emissões de N₂O = **125,57 kgCO_{2eq}**

- CO_{2eq} descarte no mar = **50.194,59 kgCO_{2eq}**

$$GHG_i = \frac{kg CO_{2eq\ i}}{kg\ resíduo} \quad (A5)$$

$$GHG = 0,085$$

▪ Intensidade de Água (*Water Intensity* – WI)

Na saída do secador, os CPs apresentam um teor de umidade reduzido, o que pode dificultar seu transporte para descarte no mar. Para favorecer o lançamento desses resíduos existe a opção de adição de água para dispersão dos cascalhos. Neste estudo, adota-se a porcentagem de água do mar de 50% em volume no material a ser descartado, sugerida em Pivel *et al.* (2009).

- Porcentagem de água do mar (PIVEL *et al.*, 2009): 50%
- Geração de cascalho Fase III = 5,28m³/dia
- Geração de cascalho Fase IV = 1,75m³/dia
- Densidade da água = 1 t/m³
- Duração do descarte (Fases III e IV) = 59,59 dias

Portanto:

- Volume de água para descarte Fase III = **5,28 m³/dia**
- Volume de água para descarte Fase IV = **1,75 m³/dia**
- Massa de água para descarte Fases III e IV = **7,03 t/dia**
- Massa de água considerando a UF = **419 t**

$$WI = \frac{kg\ água}{kg\ resíduo} \quad (A6)$$

$$WI = 0,71$$

▪ Custo

Neste cenário, os dados de custo são baseados em estimativas fornecidas por empresa prestadora de serviços de SSC. O custo de operação considera gastos com mão-de-obra (02 operadores e 02 supervisores), operação do secador de cascalho e tanques acessórios, para operação contínua durante o período de perfuração das Fases III e IV do poço de referência.

$$\text{Custo} \cong \text{MM US\$ } 0,234$$

▪ **Risco de Lesão por Movimentação de Carga – MovCarga**

Durante a operação normal do SSC não é prevista a movimentação de carga com uso de guindaste. Portanto, a métrica não é aplicável, recebendo valor nulo (zero).

MovCarga = 0

▪ **Nível de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Level* – TRL)**

A alternativa de descarte no mar já é utilizada de maneira consolidada na indústria de petróleo há várias décadas, sendo assumido **TRL = 9**.

b) Aterro *onshore*

▪ **Intensidade de Energia (*Energy Intensity* – EI)**

Para os cálculos da demanda energética, consumo de combustível e emissões são considerados 05 subsistemas: i) SSC; ii) armazenamento em CB; iii) transbordo e manuseio; iv) transporte marítimo; e v) transporte rodoviário.

i) SSC:

Inclui a rosca transportadora e secador de cascalho. A estimativa do consumo de energia segue as premissas adotadas na alternativa de descarte no mar, obtendo-se:

- Potência nominal dos equipamentos do SSC = **63,43kW**
- Consumo de energia – UF = **90.711,47 kWh**

ii) Armazenamento em CB:

Inclui a 2ª rosca transportadora, instalada na saída do secador:

- Potência nominal – rosca transportadora = **7,50 kW**
- Consumo de energia – UF = **10.726,20 kWh**

iii) Transbordo e manuseio:

A estimativa de consumo de energia para operações de transbordo e manuseio considera os valores reportados por James e Rørvik (2002) para uso de guindastes e empilhadeiras. O tempo de movimentação é assumido como 60% para movimentações com guindastes e 40% para empilhadeiras:

- Consumo de energia – UF = **23.222,08 kWh**

iv) Transporte marítimo:

O cálculo do consumo de combustível foi baseado no tempo de viagem (h) estimado para a embarcação em operação e *standby*, número de viagens necessárias e consumo de combustível (Tabela 22). Considerando-se a densidade do diesel de 840 kg/m³ (BEN, 2015), tem-se o valor total reportado na Tabela A.1.

Tabela A.1: Consumo de combustível – transporte marítimo

Embarcação	Tempo de viagem (h)	Consumo de combustível (kg/h)	Nº viagens	Consumo de combustível (kg)
Barco em operação	22,5	476,91	3	32.191,43
Barco em <i>standby</i>	6,7	21,30	3	428,17
TOTAL	39,25	-	-	32.619,59

Aplicando-se o PCI do diesel (42,287MJ/kg), tem-se:

- Consumo de energia – UF = **383.468,98 kWh**

v) Transporte rodoviário:

O consumo de combustível é calculado a partir da capacidade de carga, número de viagens, distância percorrida em cada trecho rodoviário (Base Portuária – Central de Resíduos e Central de Resíduos – Aterro) e consumo de combustível médio de um caminhão convencional a diesel (cheio e vazio), conforme Tabela A.2.

Tabela A.2: Consumo de combustível – transporte rodoviário (Aterro *onshore*)

Trecho - Porto/Central de Resíduos	Nº viagens	Distância média (km)	Consumo de combustível (l/km)*	Consumo de combustível (l)
Caminhão cheio (ida)	30	27	0,5263	426,32
Caminhão vazio (volta)	30	27	0,3846	311,54
Sub-total				737,86
Trecho - Central de Resíduos/Aterro	Nº viagens	Distância média (km)	Consumo de combustível (l/km)*	Consumo de combustível (l)
Caminhão cheio (ida)	20	16	0,5263	168,42
Caminhão vazio (volta)	20	16	0,3846	123,08
Sub-total				291,50
TOTAL				1.029,36

*Roza e Freitas (2010)

Aplicando-se o PCI do diesel (42,287MJ/kg), tem-se:

- Consumo de energia – UF = **10.164,81 kWh**

Com base na demanda energética dos 05 (cinco) subsistemas obtém-se:

- Consumo de energia total – UF = $90.711,47 + 10.726,20 + 23.222,08 + 383.468,98 + 10.164,81 = 518.293,54 \text{ kWh}$

Conforme Eq. A3: **EI = 874,31 kWh/t**

▪ **Intensidade de Carbono (*Carbon Intensity* – CI)**

Os 05 (cinco) subsistemas citados na métrica anterior são considerados no cálculo das emissões de CO₂. Para os três primeiros, o racional é o mesmo apresentado no item de Descarte no mar. Para o transporte marítimo e rodoviário, as emissões foram calculadas com base no consumo de combustível definido no cálculo da intensidade de energia (EI).

➤ Emissão de CO₂ por kWh:

Considerando-se a UF, a emissão de CO₂ será:

- i) SSC: **50.026,48 kgCO₂**
 - ii) Armazenamento em CB: **5.915,39 kgCO₂**
 - iii) Transbordo e manuseio: **12.806,75 kgCO₂**
 - iv) Transporte marítimo: **102.212,41 kgCO₂**
 - v) Transporte rodoviário: **2.709,40 kgCO₂**
- Total = **173.670,44 kgCO₂**

Conforme Eq. A4: **CI = 0,293**

▪ **Emissões de Gases de Efeito Estufa (*Greenhouse gas emissions* – GHG)**

O cálculo das emissões de GEE e GWP segue o racional apresentado no cenário de Descarte no Mar e está baseado no consumo de combustível estimado para cada subsistema citado na métrica EI e em fatores de emissão de combustível padrão (diesel) reportados em IPCC (2006), conforme Eq. A1 e A2.

➤ Emissão de GEE por kWh:

São utilizados fatores de emissão para: fontes estacionárias de combustão, fontes de combustão móveis – navegação; e fontes de combustão móveis – transporte rodoviário. Esses fatores estão apresentados no inventário de dados (item 4 desta dissertação).

Considerando-se a UF a emissão de GEE será:

- i) SSC: **50.026,48 kgCO₂; 2,03 kgCH₄; e 0,41 kgN₂O**
- ii) Armazenamento em CB: **5.915,39 kgCO₂; 0,24 kgCH₄; e 0,05 kgN₂O**
- iii) Transbordo e manuseio: **12.806,75 kgCO₂; 0,52 kgCH₄; e 0,10 kgN₂O**
- iv) Transporte marítimo: **102.212,41 kgCO₂; 9,66 kgCH₄; e 2,76 kgN₂O**
- vi) Transporte rodoviário: **2.709,40 kgCO₂; 0,14 kgCH₄; e 0,14 kgN₂O**

➤ Cálculo do Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential – GWP*):

- i) SSC: **50.194,59 kgCO_{2eq}**
 - ii) Armazenamento em CB: **5.935,27 kgCO_{2eq}**
 - iii) Transbordo e manuseio: **12.849,78 kgCO_{2eq}**
 - iv) Transporte marítimo: **103.270,40 kgCO_{2eq}**
 - v) Transporte rodoviário: **2.756,60 kgCO_{2eq}**
- CO_{2e} Aterro *onshore* = **175.006,64 kgCO_{2eq}**

Conforme Eq. A5: **GHG = 0,295**

▪ **Intensidade de Água (*Water Intensity – WI*)**

Assume-se que a limpeza das CB é realizada com água de reuso da própria Central de Resíduos sendo, portanto, desconsiderada neste estudo devido à ausência de dados. Portanto, a métrica recebeu valor nulo (zero).

WI = 0

▪ **Custo**

O custo desta alternativa é obtido pelo somatório dos custos de cada etapa para atender à UF. Considera-se a conversão monetária de dezembro de 2015 (US\$1,00 = R\$3,9524); e índice de correção monetária UOCI (*Upstream Operating Cost Index*): Ano 2000 = 100; Ano 2015 (Q3) = 180.

- i) SSC ≅ **MM US\$ 0,234**
- ii) Armazenamento em CB: assumido que o custo é desprezível e já está incluído na tarifa diária da sonda de perfuração
- iii) Transbordo e manuseio: **MM US\$ 0,01**
 Custo de mão de obra (2 meses) = US\$ 6.412,59
 Custo combustível = US\$ 3.674,67
- iv) Transporte marítimo: **MM US\$ 0,613**

Aluguel barco (corrigido – 2015) = US\$ 259.200,00

Aluguel CB (corrigido – 2015) = US\$ 324.000,00

Custo combustível = US\$ 29.328,02

v) Transporte rodoviário e disposição final: **MM US\$ 0,036**

Custo frete (Porto - Central de Resíduos) = US\$ 13.809,62

Custo disposição final (frete Central de Resíduos–Aterro +disposição)= US\$22.497,72

Custo = MM US\$ 0,893

▪ **Risco de Lesão por Movimentação de Carga – MovCarga**

É assumida a média de 06 (seis) movimentações de carga com guindaste para cada CB transportada: i) Transbordo da CB vazia do porto para a embarcação; ii) Transbordo da CB vazia da embarcação para a sonda; iii) Movimentação da CB para recebimento dos cascalhos; iv) Movimentação da CB cheia para área de armazenamento temporário no deck da sonda; v) Transbordo da CB cheia da sonda para a embarcação de apoio; vi) Transbordo da CB cheia da embarcação para a base portuária. O cenário considera o total de 60 CB, resultando em 360 içamentos com guindaste durante toda a operação. As demais etapas (transferência das CB para caminhões, descarregamento, carregamento de caçambas com cascalho a granel) são realizadas com uso de empilhadeiras, não computando para esta métrica.

Foi considerado o valor de DALY proposto em Pettersen (2007): 4,00E-06. Portanto:

$$MovCarga = DALY * n^{\circ} \text{ içamentos com guindaste} \quad (A7)$$

MovCarga = 1,44E-03

▪ **Nível de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Level* – TRL)**

A alternativa de disposição em aterro de resíduos industriais é utilizada na gestão de vários tipos de resíduos. O sistema considerado (transporte em CB e aterro de resíduos sólidos) é formado por elementos e atividades operacionais e consolidadas, executadas há algumas décadas em diferentes partes do mundo, sendo assumido **TRL = 9**.

c) Reinjeção *Offshore*

▪ **Intensidade de Energia (*Energy Intensity* – EI)**

Para os cálculos da demanda energética, consumo de combustível e emissões foram considerados 02 subsistemas: i) SSC; ii) sistema para reinjeção.

i) SSC:

Inclui a rosca transportadora e secador de cascalho. A estimativa do consumo de energia seguiu as premissas adotadas na alternativa de descarte no mar, obtendo-se:

- Potência nominal dos equipamentos do SSC = **63,43kW**
- Consumo de energia – UF = **90.711,47 kWh**

ii) Sistema para reinjeção:

Inclui os equipamentos que compõe o sistema de reinjeção, do recebimento à injeção dos cascalhos, listados no Inventário de Processo (item 4 desta dissertação):

- Potência nominal – sistema para reinjeção = **1.137,50 kW**
- Consumo de energia – UF = **1.626.807,00 kWh**

Com base na demanda energética dos 02 (dois) subsistemas obtém-se:

- Consumo de energia total–UF = $90.711,47 + 1.626.807,00 =$ **1.717.518,47 kWh**

Conforme Eq. A3: **EI = 2.897,30 kWh/t**

▪ **Intensidade de Carbono (*Carbon Intensity* – CI)**

Os 02 (dois) subsistemas citados na métrica anterior foram considerados no cálculo das emissões de CO₂. O racional é o mesmo apresentado no item de Descarte no mar.

➤ Emissão de CO₂ por kWh:

Considerando-se a UF, a emissão de CO₂ será:

i) SSC: **50.026,48 kgCO₂**

ii) Sistema para reinjeção: **897.168,02 kgCO₂**

Total = **947.194,50 kgCO₂**

Conforme Eq. A4: **CI = 1,598**

▪ **Emissões de Gases de Efeito Estufa (*Greenhouse gas emissions* – GHG)**

O cálculo das emissões de GEE e GWP segue o racional apresentado no cenário de Descarte no Mar e está baseado no consumo de combustível estimado para cada subsistema citado na métrica EI e em fatores de emissão de combustível padrão (diesel) reportados em IPCC (2006), conforme Equações A1 e A2.

➤ Emissão de GEE por kWh:

Foram utilizados Fatores de emissão para fontes estacionárias de combustão, apresentados no Inventário de Processo (item 4 desta dissertação):

Considerando-se a UF a emissão de GEE é:

i) SSC: **50.026,48 kgCO₂; 2,03 kgCH₄; e 0,41 kgN₂O**

ii) Sistema para reinjeção: **897.168,02 kgCO₂; 36,32 kgCH₄; e 7,26 kgN₂O**

➤ Cálculo do Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential – GWP*):

i) SSC: **50.194,59 kgCO_{2eq}**

ii) Sistema para reinjeção: **900.182,79 kgCO_{2eq}**

CO_{2eq} Reinjeção *offshore* = **950.377,38 kgCO_{2eq}**

Conforme Eq. A5: **GHG = 1,603**

▪ **Intensidade de Água (*Water Intensity – WI*)**

A intensidade de água é baseada no consumo de água em cada processo. Foram considerados parâmetros associados à produção da pasta semifluida para injeção e água necessária para limpeza das linhas. Logo:

- Água de limpeza = 20 m³/dia (GOGAN *et al.*, 2010)
- Teor de sólidos na pasta de injeção (GOGAN *et al.*, 2010) = 20%
- Geração de cascalho Fase III = 5,28m³/dia
- Geração de cascalho Fase IV = 1,75m³/dia
- Densidade da água = 1 t/m³
- Duração do descarte (Fases III e IV) = 59,59 dias

Portanto:

- Volume de água para pasta Fase III = **21,12 m³/dia**
- Volume de água para pasta Fase IV = **7,0 m³/dia**
- Massa de água (pasta + limpeza) = **48,12 t/dia**
- Massa de água considerando a UF = **2.867 t**

Conforme Eq. A6: **WI = 4,84**

- **Custo**

O custo desta alternativa é obtido pelo somatório dos custos de cada etapa para atender à UF. Considera-se a conversão monetária de dezembro de 2015 (US\$1,00 = R\$3,9524); e índice de correção monetária UOCI (*Upstream Operating Cost Index*): Ano 2000 = 100; Ano 2015 (Q3) = 180.

i) SSC \cong **MM US\$ 0,234**

ii) Sistema para reinjeção: **MM US\$ 1,08**

Injeção no local – águas profundas (corrigido – 2015) = US\$ 1.080.000,00/poço

Custo = MM US\$ 1,314

- **Risco de Lesão por Movimentação de Carga – MovCarga**

Durante a operação normal do sistema de reinjeção não é prevista a movimentação de carga com uso de guindaste. Portanto, a métrica não é aplicável, recebendo valor nulo (zero).

MovCarga = 0

- **Nível de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Level* – TRL)**

A alternativa de reinjeção de CP, seja no anular ou em poço dedicado, é utilizada ao redor do mundo em escala comercial, com destaque para o Mar do Norte. Entretanto, trata-se de uma tecnologia com limitações para utilização em águas ultraprofundas, não tendo sido encontrada nenhuma evidência de implementação bem-sucedida da reinjeção *offshore* em águas ultraprofundas durante a pesquisa bibliográfica realizada para esta dissertação. Além disso, até o momento, não há regulamentação ambiental específica associada à alternativa de reinjeção *offshore* no Brasil, o que dificulta o desenvolvimento de projetos piloto.

Apesar da base tecnológica utilizada nessa alternativa ser conhecida e utilizada com sucesso em cenários de águas mais rasas e *onshore*, ainda existe carência de demonstração relacionada à sua implantação em ambientes *offshore* de águas ultraprofundas, sendo assumido **TRL = 4**.

d) Micro-ondas

- **Intensidade de Energia (*Energy Intensity* – EI)**

Para os cálculos da demanda energética, consumo de combustível e emissões são considerados 06 subsistemas: i) SSC; ii) armazenamento em CB; iii) transbordo e manuseio;

iv) transporte marítimo; v) transporte rodoviário; e vi) tratamento por micro-ondas. Os 04 (quatro) primeiros subsistemas tiveram a demanda energética calculada conforme cenário de Aterro *onshore*.

i) SSC:

- Potência nominal dos equipamentos do SSC = **63,43kW**
- Consumo de energia – UF = **90.711,47 kWh**

ii) Armazenamento em CB:

- Potência nominal – rosca transportadora = **7,50 kW**
- Consumo de energia – UF = **10.726,20 kWh**

iii) Transbordo e manuseio:

- Consumo de energia – UF = **23.222,08 kWh**

iv) Transporte marítimo:

- Consumo de energia – UF = **383.468,98 kWh**

v) Transporte rodoviário:

O consumo de combustível foi calculado a partir da capacidade de carga, número de viagens, distância percorrida em cada trecho rodoviário (Base Portuária – Central de Resíduos e Central de Resíduos – Aterro) e consumo de combustível médio de um caminhão convencional a diesel (cheio e vazio), conforme Tabela A.3.

Aplicando-se o PCI do diesel (42,287MJ/kg), tem-se:

- Consumo de energia – UF = **10.020,88 kWh**

Tabela A.3: Consumo de combustível – transporte rodoviário (Micro-ondas)

Trecho - Porto/Central de Resíduos	Nº viagens	Distância média (km)	Consumo de combustível (l/km)*	Consumo de combustível (l)
Caminhão cheio (ida)	30	27	0,5263	426,32
Caminhão vazio (volta)	30	27	0,3846	311,54
Sub-total				737,86
Trecho - Central de Resíduos/Aterro	Nº viagens	Distância média (km)	Consumo de combustível (l/km)*	Consumo de combustível (l)
Caminhão cheio (ida)	19	16	0,5263	160,00
Caminhão vazio (volta)	19	16	0,3846	116,92
Sub-total				276,93
TOTAL				1.014,79

*Roza e Freitas (2010)

vi) Tratamento por micro-ondas:

O cálculo do consumo de combustível baseia-se no consumo estimado em entrevista com empresa do setor de gestão de resíduos, capacidade da unidade de tratamento por micro-ondas e total de resíduos a ser tratado.

- Consumo de energia – UF = **257.567,95 kWh**

Com base na demanda energética dos 06 (seis) subsistemas obtém-se:

- Consumo de energia total – UF = $90.711,47 + 10.726,20 + 23.222,08 + 383.468,98 + 10.020,88 + 257.567,95 = 775.717,57 \text{ kWh}$

Conforme Eq. A3: **EI = 1.308,57 kWh/t**

▪ **Intensidade de Carbono (*Carbon Intensity* – CI)**

Os 06 (seis) subsistemas citados na métrica anterior foram considerados no cálculo das emissões de CO₂. Para os três primeiros o racional é o mesmo apresentado no item de Descarte no mar. Para o transporte marítimo, rodoviário e tratamento por micro-ondas, as emissões foram calculadas com base no consumo de combustível definido no cálculo da intensidade de energia (EI).

➤ Emissão de CO₂ por kWh:

Considerando-se a UF, a emissão de CO₂ será:

- i) SSC: **50.026,48 kgCO₂**
 - ii) Armazenamento em CB: **5.915,39 kgCO₂**
 - iii) Transbordo e manuseio: **12.806,75 kgCO₂**
 - iv) Transporte marítimo: **102.212,41 kgCO₂**
 - v) Transporte rodoviário: **2.671,03 kgCO₂**
 - vi) Tratamento por micro-ondas: **68.653,90 kgCO₂**
- Total = **242.285,98 kgCO₂**

Conforme Eq.A4: **CI = 0,409**

▪ **Emissões de Gases de Efeito Estufa (*Greenhouse gas emissions* – GHG)**

O cálculo das emissões de GEE e GWP segue o racional apresentado no cenário de Descarte no Mar e está baseado no consumo de combustível estimado para cada subsistema

citado na métrica EI e em fatores de emissão de combustível padrão (diesel) reportados em IPCC (2006), conforme Equações A1 e A2.

➤ Emissão de GEE por kWh:

Foram utilizados Fatores de emissão para: fontes estacionárias de combustão, fontes de combustão móveis – navegação; e fontes de combustão móveis – transporte rodoviário. Esses fatores estão apresentados no Inventário de Processo (item 4 desta dissertação).

Considerando-se a UF a emissão de GEE será:

- i) SSC: **50.026,48 kgCO₂; 2,03 kgCH₄; e 0,41 kgN₂O**
- ii) Armazenamento em CB: **5.915,39 kgCO₂; 0,24 kgCH₄; e 0,05 kgN₂O**
- iii) Transbordo e manuseio: **12.806,75 kgCO₂; 0,52 kgCH₄; e 0,10 kgN₂O**
- iv) Transporte marítimo: **102.212,41 kgCO₂; 9,66 kgCH₄; e 2,76 kgN₂O**
- v) Transporte rodoviário: **2.671,03 kgCO₂; 0,14 kgCH₄; e 0,14 kgN₂O**
- vi) Tratamento por micro-ondas: **68.653,90 kgCO₂; 2,78 kgCH₄; e 0,56 kgN₂O**

➤ Cálculo do Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential – GWP*):

- i) SSC: **50.194,59 kgCO_{2eq}**
 - ii) Armazenamento em CB: **5.935,27 kgCO_{2eq}**
 - iii) Transbordo e manuseio: **12.849,78 kgCO_{2eq}**
 - iv) Transporte marítimo: **103.270,40 kgCO_{2eq}**
 - v) Transporte rodoviário: **2.717,57 kgCO_{2eq}**
 - vi) Tratamento por micro-ondas: **68.884,60 kgCO_{2eq}**
- CO_{2e} Micro-ondas = **243.852,22 kgCO_{2eq}**

Conforme Eq. A5: **GHG = 0,411**

▪ **Intensidade de Água (*Water Intensity – WI*)**

Assume-se que a limpeza das CB é realizada com água de reuso da própria Central de Resíduos sendo, portanto, desconsiderada neste estudo devido à ausência de dados. Portanto, a métrica recebeu valor nulo (zero).

WI = 0

▪ **Custo**

O custo desta alternativa foi obtido pelo somatório dos custos de cada etapa para atender à UF. Considera-se a conversão monetária de dezembro de 2015 (US\$1,00 = R\$3,9524); e índice de correção monetária UOCI (*Upstream Operating Cost Index*): Ano 2000 = 100; Ano 2015 (Q3) = 180.

i) SSC \cong **MM US\$ 0,234**

ii) Armazenamento em CB: assumido que o custo é desprezível e já está incluído na tarifa diária da sonda de perfuração

iii) Transbordo e manuseio: **MM US\$ 0,01**

Custo de mão de obra (2 meses) = US\$ 6.412,59

Custo combustível = US\$ 3.674,67

iv) Transporte marítimo: **MM US\$ 0,613**

Aluguel barco (corrigido – 2015) = US\$ 259.200,00

Aluguel CB (corrigido – 2015) = US\$ 324.000,00

Custo combustível = US\$ 29.328,02

v) Transporte rodoviário e tratamento por micro-ondas: **MM US\$ 0,133**

Custo frete (Porto - Central de Resíduos) = US\$ 13.809,62

Custo disposição final (frete Central de Resíduos – Aterro + tratamento + disposição final) = US\$119.200,44

Custo = MM US\$ 0,990

▪ **Risco de Lesão por Movimentação de Carga – MovCarga**

O cálculo da métrica MovCarga segue o mesmo racional adotado na alternativa de Aterro *onshore*. Portanto:

MovCarga = 1,44E-03

▪ **Nível de Maturidade Tecnológica (*Technology Readiness Level – TRL*)**

A tecnologia de tratamento de cascalhos de perfuração com uso de micro-ondas ainda está em desenvolvimento. Neste estudo está sendo considerado um protótipo em escala semi-industrial que, conforme informações do operador do sistema apresenta desempenho satisfatório em operação. Por outro lado, entende-se que ainda se trata de uma alternativa em escala semi-industrial, que requer algum desenvolvimento e otimização para que possa ser utilizada em escala industrial e de modo comercialmente competitivo. Portanto, para essa alternativa foi assumido é **TRL = 7**.