

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Área de concentração: Infraestrutura e Meio Ambiente

Tese de Doutorado

FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DA
SUSTENTABILIDADE EM PROJETOS DE REMEDIAÇÃO
DE ÁREAS CONTAMINADAS

Adan William da Silva Trentin

Passo Fundo

2019



Adan William da Silva Trentin

FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE EM
PROJETOS DE REMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Doutor em Engenharia, sob a orientação do Prof. Dr. Antonio Thomé.

Passo Fundo

2020

CIP – Catalogação na Publicação

T795f Trentin, Adan William da Silva
Ferramenta para a avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas [recurso eletrônico] / Adan William da Silva Trentin. – 2020.
3.9 MB ; PDF.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Thomé.
Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de Passo Fundo, 2020.

1. Solos – Descontaminação. 2. Solos – Poluição.
3. Sustentabilidade – Avaliação. 4. Fitorremediação.
I. Thomé, Antonio, orientador. II. Título.

CDU: 628.516

Catálogo: Bibliotecária Juliana Langaro Silveira - CRB 10/2427

Universidade de Passo Fundo
Faculdade de Engenharia e Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

A Banca Examinadora aprova a tese de doutorado intitulada “Ferramenta para a avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas”, elaborada por Adan William da Silva Trentin, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia.

Aprovada em 28 de julho de 2020.

Membros componentes da Banca Examinadora:

Prof. Dr. Antonio Thomé
Universidade de Passo Fundo – UPF
Orientador

Prof. Dr. Pedro Domingos Marques Prietto
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dra. Luciana Londero Brandli
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dra. Maria Eugênia Gimenez Boscov
Universidade de São Paulo – USP

Prof. Dra. Cláudia Echevengúá Teixeira
Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo, sob orientação do Prof. Dr. Antônio Thomé.

Primeiramente, agradeço a Deus que me deu força e vontade para superar os obstáculos encontrados durante estes quatro anos de Doutorado, e nunca deixou que eu me abalasse e perdesse a confiança perante as dificuldades.

Aos meus pais, Altair Trentin e Marindia da Silva, meu irmão Alan Trentin, minha sobrinha Alana Dal Castel Trentin, minha avó Maria Emilia da Silva e toda minha família, que sempre me apoiaram em todas as minhas decisões, apoiando-me incondicionalmente em toda minha vida acadêmica. O que eu sou hoje, devo a vocês. Sempre, todas as minhas vitórias e conquistas serão dedicadas a vocês.

A minha namorada Bruna, que tem me acompanhado e me apoiado incondicionalmente nos últimos anos. Agradeço a toda compressão, carinho e atenção durante o meu período como doutorando, em especial nos oito meses que passei em Chicago (Estados Unidos) durante meu doutorado sanchuíche.

A todos os meus amigos, mesmo que a rotina e “correria” do dia-a-dia tenha afastado alguns. Todos tiveram sua devida importância na minha vida pessoal, acadêmica e profissional. Agradecimento especial ao meu amigo e colega de trabalho Iziquiel Cecchin, que acompanha minha caminhada desde a graduação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Antônio Thomé, por me auxiliar durante todos os momentos, sempre me conduzindo a seguir o melhor caminho para este trabalho, pelo incentivo, pelo apoio e pela confiança. Agradeço de forma especial pelo empenho e dedicação para que fosse possível a minha ida para Chicago.

Aos professores e colegas do Grupo de Pesquisa em Geotecnia Ambiental da Universidade de Passo Fundo, em especial as colegas Adeli B. Braun e Caroline Visentin, as quais participaram ativamente da elaboração e desenvolvimento do meu trabalho.

Ao Prof. Dr. Krishna R. Reddy por me receber com muita hospitalidade em seu laboratório, junto a University of Illinois at Chicago. Estendo o agradecimento aos seus alunos Girish Kumar, Jyoti K. Chetri, Raksha Rai e Archana Gopakumar, que me receberam de forma muito amigável e agradável em Chicago, me auxiliando e permitindo o desenvolvimento satisfatório do meu estudo no período do doutorado sanchuíche.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo fomento da bolsa de estudo, bem como ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo fomento da bolsa de estudo durante o período de doutorado sanduíche nos Estados Unidos, na University of Illinois at Chicago.

RESUMO

A tomada de decisões no gerenciamento de áreas contaminadas passou por uma grande evolução nas últimas décadas, sendo que mais recentemente tem-se demonstrado interesse em incluir a sustentabilidade como critério de tomada de decisão. Além dos impactos primários, associados ao estado da área contaminada, os impactos secundários, que estão associados à própria remediação da área, começaram a ser considerados nos projetos. Assim, surge a remediação sustentável, a qual considera os impactos e os benefícios sobre os aspectos ambientais, econômicos e sociais. De acordo com o crescente interesse pela remediação sustentável, as ferramentas de apoio à decisão têm sido desenvolvidas de forma a apoiar especialistas em remediação e, eventualmente, decisores políticos, para selecionar a opção mais sustentável a partir de várias alternativas disponíveis. Entretanto, as ferramentas ainda não satisfazem todos os critérios de avaliação de sustentabilidade, demonstrando que há espaço para melhorias. Neste sentido, este estudo objetivou a elaboração de uma ferramenta de suporte à tomada de decisão para avaliação da sustentabilidade de projetos de remediação de áreas contaminadas. Para tanto, a metodologia consistiu em três etapas principais: (01) identificação e descrição das ferramentas existentes para avaliação da sustentabilidade de projetos de remediação de áreas contaminadas; (02) elaboração de uma ferramenta de suporte à tomada de decisão para avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação; e (3) validação da ferramenta proposta. Os resultados indicaram a existência de dezesseis ferramentas de apoio à tomada de decisão desenvolvidas para avaliação da sustentabilidade de projetos de remediação de áreas contaminadas. Essas ferramentas não são totalmente quantitativas nos aspectos econômicos e sociais e a perspectiva do ciclo de vida não está incluída na avaliação dos impactos relacionados aos três pilares da sustentabilidade. A partir do conhecimento das ferramentas existentes, foi desenvolvida a ferramenta denominada *Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability* (QUALICS). A QUALICS é uma combinação dos conceitos de dois métodos de avaliação, o *Integrated Value Model for Sustainable Assessment* (MIVES) e *Analytic Hierarchy Process* (AHP). A QUALICS usa uma estrutura de avaliação com vários critérios para apoiar as tomadas de decisões em projetos de remediação. Dois estudos de caso foram discutidos para demonstrar a aplicação da QUALICS na avaliação da sustentabilidade de diferentes opções de remediação. Os resultados da sua aplicação indicaram que a ferramenta proposta pode ser aplicada em projetos, com diferentes características, para quantificar e comparar os índices de sustentabilidade de cada uma das alternativas de remediação consideradas e, assim, identificar a opção mais sustentável.

Palavras chave: Remediação sustentável; Avaliação do Ciclo de Vida; Tomada de decisão; MIVES; Análise multicritério.

ABSTRACT

Decision-making in the management of contaminated sites has gone through a major evolution in recent decades, and more recently there has been an interest in including sustainability as a criterion for decision making. In addition to the primary impacts, associated with the state of the contaminated site, secondary impacts, which are associated with the remediation of the site, have started to be considered in the projects. Thus, sustainable remediation emerges, which considers the impacts and benefits on environmental, economic and social aspects. In line with the growing interest in sustainable remediation, decision support tools have been developed to support remediation specialists and, eventually, policy makers, to select the most sustainable option from the various alternatives available. However, the tools do not yet meet all sustainability assessment criteria, demonstrating that there is space for improvement. In this sense, this study aimed to develop a tool to support decision making to assess the sustainability of projects for the contaminated sites remediation. To this end, the methodology consisted of three main stages: (01) identification and description of the existing tools for assessing the sustainability of projects for the contaminated sites remediation; (02) elaboration of a decision support tool to assess sustainability in remediation projects; and (3) tool validation. The results indicated the existence of sixteen decision support tools developed for the evaluation of projects for contaminated sites remediation. These tools are not fully quantitative in economic and social aspects and the life cycle perspective is not included in the assessment of impacts related to the three pillars of sustainability. Based on the knowledge of the existing tools, the Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS) tool was developed. The QUALICS tool is a combination of two multi-criteria evaluation methods, the Integrated Value Model for Sustainable Assessment (MIVES) and Analytic Hierarchy Process (AHP). The QUALICS uses a multi-criteria assessment framework to support decision-making in remediation projects. Two case studies were discussed to demonstrate the application of QUALICS in assessing the sustainability of different remediation options. The results of its application indicated that the proposed tool can be applied to projects, with different characteristics, to quantify and compare the sustainability indexes of each considered remediation alternatives and, thus, to identify the most sustainable option.

Key-words: Sustainable remediation; Life Cycle Assessment; Decision making; MIVES; Multi-criteria evaluation.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AHP	Processo Analítico Hierárquico (<i>Analytic Hierarchy Process</i>)
ASTM	Sociedade Americana de Ensaios e Materiais (<i>American Society for Testing and Materials</i>)
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL: AIRE	Terrenos contaminados: aplicações em ambientes reais (<i>Contaminated Land: Applications in Real Environments</i>)
EEA	Agência Ambiental Européia (<i>European Environment Agency</i>)
ERIS	Instituto de Pesquisa Ambiental dos Estados (<i>Environmental Research Institute of the States</i>)
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais
ICV	Inventário de ciclo de vida
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
ITRC	Conselho Interestadual de Regulamentação e Tecnologia (<i>Interstate Technology and Regulatory Council</i>)
ISO	Organização dos Padrões Internacionais (<i>International Standards Organisation</i>)
NICOLE	Rede de áreas contaminadas industrialmente na Europa (<i>Network for Industrially Contaminated Land in Europe</i>)
SuRF	Forum de Remediação Sustentável (<i>Sustainable Remediation Forum</i>)
SuRF-ANZ	Fórum de Remediação Sustentável da Austrália e Nova Zelândia (<i>Sustainable Remediation Forum of Australia and New Zealand</i>)
SuRF-NL	Fórum de Remediação Sustentável da Holanda (<i>Sustainable Remediation Forum of Netherlands</i>)
SuRF-UK	Fórum de Remediação Sustentável do Reino Unido (<i>Sustainable Remediation Forum of United Kingdom</i>)
SuRF-US	Fórum de Remediação Sustentável dos Estados Unidos (<i>Sustainable Remediation Forum of United States</i>)

SustRem	Conferência Internacional de Remediação Sustentável (<i>International Conference on Sustainable Remediation</i>)
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (<i>US Environmental Protection Agency</i>)
WCED	Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento (<i>World Commission on Environment and Development</i>)
ZWSA	Zero Waste AS

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 Áreas contaminadas	21
2.1.1 Cenário mundial	22
2.1.2 Gerenciamento de áreas contaminadas	24
2.1.3 Remediação de áreas contaminadas	26
2.1.3.1 Tecnologias para remediação de áreas contaminadas	27
2.2 Desenvolvimento Sustentável.....	29
2.3 Remediação sustentável	30
2.3.1 Princípios e critérios de decisão	38
2.3.2 Indicadores.....	39
2.3.2.1 Indicadores ambientais	40
2.3.2.2 Indicadores econômicos	41
2.3.2.3 Indicadores sociais.....	42
2.3.3 Métricas	43
2.3.4 Ferramentas	45
2.4 Análise de decisão multicritério.....	46
2.4.1 Método do Processo Analítico Hierárquico (<i>Analytic Hierarchy Process - AHP</i>)	48
2.4.2 Modelo de Valor Integrado para Avaliação Sustentável (<i>Integrated Value Model for Sustainable Evaluation - MIVES</i>).....	49
2.5 Avaliação do ciclo de vida	53
2.5.2 Métodos de avaliação de impacto no ciclo de vida	56
2.5.1 Programas computacionais para ACV.....	57
3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO	59
3.1 Identificação das ferramentas de suporte à decisão no cenário nacional e internacional.....	60
3.2 Elaboração da ferramenta de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação.....	60
3.2.1 Estruturação do MIVES na ferramenta proposta.....	61
3.2.1.1 Definição dos elementos de avaliação	62
3.2.1.2 Definição dos valores dos indicadores	64
3.2.1.3 Definição da função valor.....	64
3.2.1.3 Determinação do índice de sustentabilidade	66
3.2.2 Estruturação do método AHP dentro da ferramenta proposta	67
3.2.3 Análise de sensibilidade	70
3.3.1 Estudo de caso 1 – Usina de geração de energia elétrica	70
3.3.1.1 Caracterização da área	71
3.3.1.2 Avaliação de risco	71
3.3.2 Estudo de caso 2 – Cedar Lake.....	72
3.3.2.1 Avaliação de risco	73
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	75
4.1 Ferramentas de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade das opções de remediação de áreas contaminadas.....	75
4.2 Ferramenta proposta para determinação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas.....	81
4.2.2 Definição das variáveis quantitativas e semi-quantitativas	83
4.2.3 Layout da ferramenta QUALICS	85
4.3 Validação da ferramenta QUALICS	90

4.3.1 Estudo de caso 1	90
4.3.1.1 Seleção das alternativas de remediação para comparação.....	90
4.3.1.2 Avaliação da sustentabilidade	94
4.3.1.3 Avaliação de impacto ambiental.....	99
4.3.1.4 Avaliação de impacto econômico.....	103
4.3.1.5 Avaliação de impacto social.....	105
4.3.1.6 Avaliação geral da sustentabilidade	106
4.3.2 Estudo de caso 2	111
4.3.2.1 Seleção das alternativas de remediação para comparação.....	111
4.3.2.2 Avaliação da sustentabilidade	113
4.3.2.3 Avaliação de impacto ambiental.....	117
4.3.2.4 Avaliação de impacto econômico.....	118
4.3.2.5 Avaliação de impacto social.....	119
4.3.2.6 Avaliação geral da sustentabilidade	119
5 PRODUÇÃO CIENTÍFICA OBTIDA COM O ESTUDO	125
6 CONCLUSÃO.....	126
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	128
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129
Apêndice A	151
Apêndice B.....	157
Âpendice C	159
Apêndice D	164
Âpendice E.....	166

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Índice de consistência aleatória (IA)	69
Tabela 2 - Contaminantes e objetivos da remediação	72
Tabela 3 - Design preliminar das alternativas de remediação	91
Tabela 4 - Categorias de impacto e resultados para cada alternativa de remediação	99
Tabela 5 - Otimizações do sistema para a RE	101
Tabela 6 - Custos diretos de cada alternativa de remediação	104
Tabela 7 - Custos diretos, indiretos e custo total de cada alternativa de remediação ...	105
Tabela 8 - Pontuação geral obtida pelas três alternativas de remediação na avaliação da sustentabilidade social	106
Tabela 9 - Índices de sustentabilidade obtidas para cada cenário analisado	109
Tabela 10 - Inventário de materiais das alternativas de remediação	114
Tabela 11 - Localização das fontes de matéria-prima e locais de disposição	114
Tabela 12 - Impactos ambientais obtidos por meio da ACV	117
Tabela 13 - Custos diretos e indiretos para cada opção de remediação	118
Tabela 14 - Custos diretos e indiretos para cada opção de remediação	119
Tabela 15 - Índice de sustentabilidade de cada cenário.....	122

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Resumo das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas.....	26
Figura 2 - Componentes principais do desenvolvimento sustentável.....	29
Figura 3 - Fatores considerados em projetos de remediação.....	31
Figura 4 - Evolução temporal da produção científica sobre Remediação Sustentável... 37	
Figura 5 - Diagrama hierárquico do método MIVES	50
Figura 6 - Representação esquemática da ACV	54
Figura 7 - Etapas de desenvolvimento da pesquisa	59
Figura 8 - Etapas do sistema de avaliação dos indicadores	65
Figura 9 - Procedimentos de aplicação da metodologia AHP para a ponderação dos critérios de decisão	69
Figura 10 - Localização da área de estudo	73
Figura 11 - Diagrama esquemático da ferramenta QUALICS	82
Figura 12 - Diagrama básico do modelo de decisão da QUALICS.....	83
Figura 13 - Tela inicial da ferramenta QUALICS	86
Figura 14 - Tela do requisito ambiental.....	87
Figura 15 - Tela do requisito econômico.....	88
Figura 16 - Tela do requisito social	89
Figura 17 - Hot spots identificados com base na avaliação de risco	91
Figura 18 - Diagrama esquemático da RE – Vista superior	93
Figura 19 - Diagrama esquemático da RE – Vista em corte transversal	93
Figura 20 - Limites do sistema da ACV para a remediação eletrocinética	95
Figura 21 - Limites do sistema da ACV para a escavação/disposição.....	96
Figura 22 - Limites do sistema da ACV para a fitorremediação	96
Figura 23 - Avaliação do impacto ambiental das três opções de remediação usando o método TRACI 2.1 V1.01 / US 2008	100
Figura 24 - Avaliação de impacto ambiental para cada caso de ER.....	102
Figura 25 - Avaliação de impacto ambiental para o caso 8a da RE, escavação / descarte e fitorremediação.....	103
Figura 26 - Índice de sustentabilidade – Cenário 1 da análise de sensibilidade	109
Figura 27 - Índice de sustentabilidade - Cenário 2 da análise de sensibilidade	110
Figura 28 - Índice de sustentabilidade – Cenário 3 da análise de sensibilidade.....	110
Figura 29 - Índice de sustentabilidade – Cenário 4 da análise de sensibilidade.....	111
Figura 30 - Avaliação do impacto ambiental das opções de remediação usando o método TRACI 2.1 V1.01 / US 2008	118
Figura 31 - Índice de sustentabilidade - Cenário 1 da análise de sensibilidade	122
Figura 32 - Índice de sustentabilidade - Cenário 2 da análise de sensibilidade	123
Figura 33 - Índice de sustentabilidade - Cenário 3 da análise de sensibilidade	123
Figura 34 - Índice de sustentabilidade - Cenário 4 da análise de sustentabilidade	124

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Diferentes tecnologias de remediação de áreas contaminadas.....	28
Quadro 2 - Organizações envolvidas em práticas de remediação sustentável	34
Quadro 3 - Linha do tempo de alguns dos principais eventos na evolução do conceito de remediação sustentável.....	35
Quadro 4 - Métricas de sustentabilidade utilizadas em projetos de remediação	45
Quadro 5 - Valores típicos de Ci, Ki e Pi	52
Quadro 6 - Métodos para avaliação de impacto no ciclo de vida.....	56
Quadro 7 - Programas computacionais de apoio a ACV	57
Quadro 9 - Escala de comparação de Saaty.....	67
Quadro 10 - Descrição das ferramentas de apoio à tomada de decisão na remediação de áreas contaminadas	75
Quadro 11 - Requisitos, critérios e indicadores considerados na ferramenta QUALICS	84
Quadro 12 - Avaliação das alternativas de remediação.....	90
Quadro 13 - Requisito, critérios e indicadores ambientais considerados no estudo de caso 1	94
Quadro 14 - Requisito, critérios e indicadores econômicos considerados no estudo de caso 1	96
Quadro 15 - Requisitos, critérios e indicadores sociais considerados no estudo de caso 1	97
Quadro 16 - Requisito, critérios e indicadores ambientais e seus respectivos pesos ...	106
Quadro 17 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos..	107
Quadro 18 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos..	107
Quadro 19 - Requisito, critérios e indicadores ambientais considerados no estudo de caso 2	113
Quadro 20 - Requisito, critérios e indicadores econômicos considerados no estudo de caso 2	115
Quadro 21 - Requisito, critérios e indicadores sociais considerados no estudo de caso 2	116
Quadro 22 - Requisito, critérios e indicadores ambientais e seus respectivos pesos ...	119
Quadro 23 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos..	120
Quadro 24 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos..	120

1 INTRODUÇÃO

As questões ambientais por muito tempo não receberam a devida atenção. A contaminação do solo, água e ar, por meio de atividades industriais, de emissões, mineração e fundição, produtos químicos e agrícolas ou eliminação inadequada de resíduos, afeta grandes áreas em todo o mundo, provocando um rápido aumento de cargas poluentes nos diferentes ambientes, aniquilando a capacidade do meio ambiente de absorver esses lançamentos, sem provocar algum efeito adverso (VAN LIEDEKERKE et al., 2014; REDDY; ADAMS, 2015).

Durante as últimas décadas, as contaminações, em especial do solo e água, se tornaram mais reconhecidas como um problema em todo o mundo. Os primeiros casos de áreas contaminadas, com grande repercussão, que se tem conhecimento, são datados da década de 1980 nos Estados Unidos e em alguns países Europeus. O reconhecimento desta problemática trouxe consigo o estabelecimento de políticas públicas e a constituição de um importante arcabouço legal nestes países, o que proporcionou expressivos e positivos resultados no que se refere à identificação e remediação de áreas contaminadas. Entretanto, de acordo com Moraes et al. (2014), mesmo diante dessas ações positivas, erros também foram cometidos, implicando em consumo de recursos financeiros e materiais que poderiam ter sido evitados.

Ao longo das últimas décadas, a tomada de decisão no gerenciamento de áreas contaminadas evoluiu de um processo bastante simples e linear, para um procedimento complexo, envolvendo mais e mais aspectos relevantes para a correção e gerenciamento de áreas contaminadas. Embora, em meados da década de 1970, os sistemas de decisão fossem principalmente baseados em custos, a disponibilidade e a viabilidade das tecnologias foram adicionadas como critério na tomada de decisão na década de 1980 (POLLARD et al., 2004).

A gestão de áreas contaminadas, na última década ou mais, tem sido amplamente baseada na prevenção de riscos inaceitáveis para a saúde humana e ao meio ambiente, buscando garantir um local “adequado para o uso”. Mais recentemente, tem-se demonstrado interesse em incluir a sustentabilidade como critério de tomada de decisão. As preocupações com a sustentabilidade incluem as consequências ambientais, sociais e econômicas das próprias atividades de gerenciamento de riscos e também as oportunidades de benefícios maiores (BARDOS, 2014).

Além dos impactos primários, associados ao estado da área contaminada (antes da remediação), os impactos secundários que estão associados à própria remediação da área, como por exemplo, a emissão de gases de efeito estufa por meio das máquinas utilizadas durante as operações de remediação, começaram a ser considerados nos projetos (LESAGE et al., 2007; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

A preocupação com esses impactos secundários estimulou a consideração de princípios de sustentabilidade ao fazer uma escolha entre alternativas de remediação de áreas contaminadas, ou seja, uma ou mais tecnologias de remediação. Essa consideração da sustentabilidade em projetos de remediação passou a ser chamada de “remediação sustentável”. Inicialmente, este conceito surgiu na Europa, com o desenvolvimento de metodologias. Nos Estados Unidos, os conceitos de remediação sustentável foram reconhecidos uma década depois, com o desenvolvimento de políticas, orientações e metodologias (ITRC, 2011a; HOU; AL-TABBAA, 2014).

A avaliação da sustentabilidade é um componente essencial no processo de remediação sustentável, pois é usado para identificar o impacto e os benefícios de um projeto de remediação e ajudar na tomada de decisão (SONG et al., 2018). De acordo com este crescente interesse pela remediação sustentável, métodos e ferramentas de apoio à tomada de decisão vem sendo desenvolvidos de forma a apoiar especialistas em remediação e, eventualmente, decisores políticos, para selecionar a opção mais sustentável a partir de várias alternativas disponíveis. Entretanto, diferentes pesquisadores afirmam não existir um método ou ferramenta universalmente normatizada e aceita para avaliar o grau de sustentabilidade no que diz respeito às alternativas de remediação (FORTUNA et al., 2011; HOU; AL-TABBAA, 2014; REDDY; ADAMS, 2015; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

O cenário atual tem demonstrado o desenvolvimento de ferramentas de apoio à tomada de decisão em projetos de remediação de áreas contaminadas de cunho qualitativas, semiquantitativas e quantitativas. Entretanto, as ferramentas necessitam ser mais tangíveis na avaliação de impactos econômicos e sociais e melhorar as avaliações dos impactos secundários. Além disso há a necessidade de refinamento e desenvolvimento de ferramentas que incorporem a análise de decisão multicritério em sua estrutura, para que estratégias de remediação possam ser avaliadas com base nos interesses das partes interessadas (FAVARA et al., 2019).

O pilar social, nas ferramentas atualmente disponíveis, ainda apresenta uma grande lacuna de conhecimento, sendo normalmente limitado a aceitação da comunidade.

Fatores socioeconômicos, como qualidade de vida, valores de propriedade, capacidade de reutilizar a propriedade e recursos naturais, além da falta de ferramentas mais abrangentes e transparentes, são alguns dos fatores que poderiam ser considerados e / ou melhorados na avaliação da sustentabilidade de um projeto de remediação (HARCLERODE et al., 2013; REDDY et al., 2014; HADLEY; HARCLERODE, 2015; HARCLERODE et al., 2015; MARINOVICH et al., 2016).

A partir deste cenário, o presente estudo busca responder os seguintes problemas: É possível o desenvolvimento de uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para aplicação em projetos de remediação de áreas contaminadas que integre, de forma quantitativa, os três pilares da sustentabilidade? É possível o desenvolvimento de uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para aplicação em projetos de remediação de áreas contaminadas onde o tomador de decisão possa ajustar e ponderar indicadores de acordo com as características da área a ser remediada? É possível incluir, no processo de tomada de decisão, a participação das partes interessadas?

Uma comparação completa da sustentabilidade, abordando os impactos econômicos, ambientais e sociais, entre duas ou mais alternativas de projeto é algo que ainda é difícil de executar e não é feito sistematicamente em todos os projetos de remediação. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido usada para comparar o impacto ambiental das tecnologias de remediação do solo e das águas subterrâneas (CADOTTE et al., 2007; HIGGINS e OLSON, 2009; Gallagher et al., 2013; CAPOBIANO et al., 2017; VISENTIN et al., 2019; CHEN et al., 2020). Nesse tipo de avaliação, a ênfase está apenas nos impactos ambientais. Na última década, houve um esforço para complementar as avaliações do ciclo de vida com avaliações de aspectos sociais e econômicos, mas ainda com foco muito voltado para os aspectos ambientais (CAPPUYNS, 2016).

A remediação sustentável surgiu como uma mudança de paradigma, trazendo em sua essência o objetivo de não transferir simplesmente o problema para outro meio, localização geográfica ou geração, ou focar somente nos resultados de remoção (POLLARD et al., 2004). A evolução da remediação sustentável, desde meados da década de 2000, foi refletida pelo desenvolvimento de um conceito semelhante, chamado de remediação verde. O conceito de remediação verde, originado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), é definido como uma maneira de considerar e incentivar soluções de remediação ambientalmente amigáveis dentro da estrutura regulamentar existente. Os elementos centrais da remediação verde, descritos pela

USEPA, são semelhantes aos critérios ambientais fornecidos pelo SuRF-UK e incluem energia, ar, água, terra e ecossistemas, além de materiais e resíduos (USEPA, 2008; CL: AIRE, 2011; SMITH, 2019). Diferente da remediação verde, que considera apenas os aspectos ambientais e, portanto, não é uma abordagem completa no que diz respeito à sustentabilidade, a remediação sustentável engloba os aspectos ambientais, econômicos e sociais, formadores do tripé da sustentabilidade.

O conceito de remediação sustentável é considerado relativamente novo, porém é amplamente aceito nos países desenvolvidos. Em países em desenvolvimento a preocupação em aplicar os conceitos da remediação sustentável ainda não se apresenta como uma prioridade. Este desequilíbrio existente entre os países desenvolvidos e os países em desenvolvimento contribui para que os impactos ambientais, juntamente com os impactos socioeconômicos, continuem aumentando (HOU et al., 2016; BRAUN et al., 2019; BRAUN et al., 2020).

Segundo Hayward e Garvin (2010), dependendo de como um país é desenvolvido, o desenvolvimento sustentável pode se apresentar de várias maneiras. Por exemplo, nos Estados Unidos, estão sendo feitos esforços para mitigar e se preparar para as mudanças climáticas, especificamente controlando ou prevenindo as emissões de gases de efeito estufa ou eliminando as descargas de efluentes industriais não tratadas. No entanto, nos países em desenvolvimento, estratégias mais básicas estão sendo exploradas e implementadas para minimizar a erosão do solo ou para melhorar as práticas agrícolas. E isso se reflete também na aplicabilidade da sustentabilidade em projetos de remediação.

Um dos fatores que contribuem para a baixa adoção de medidas sustentáveis pelos países em desenvolvimento é inicialmente a falta de conscientização desses países para investir em pesquisas para verificar seus locais contaminados. Um exemplo disso é o Brasil, no qual o número total de áreas contaminadas em todo o território nacional é desconhecido, tendo iniciativa e registros em apenas três de seus vinte e sete estados federativos (BRAUN et al., 2020).

No cenário mundial se tem discrepâncias quanto à consciência e a prática da adoção de medidas corretivas sustentáveis. De acordo com Harclerode et al. (2015), nenhuma ferramenta, metodologia ou estrutura atual de avaliação de sustentabilidade se sobressai sobre as outras, sendo que nenhuma consegue abranger a amplitude e a complexidade de um projeto, principalmente da dimensão social.

As ferramentas existentes para a seleção de alternativas sustentáveis para remediação de áreas contaminadas apresentam vários desequilíbrios no modo como a

sustentabilidade é abordada. Existe um desequilíbrio entre a avaliação dos aspectos ambientais, econômicos e sociais, favorecendo o aspecto ambiental. Dentro de cada aspecto, algumas categorias de indicadores recebem muito mais atenção, enquanto outras quase nunca são consideradas. Isso é especialmente visível nos aspectos econômicos e sociais da remediação de áreas contaminadas onde, por exemplo, não existe um método padronizado disponível para medir os benefícios de uma remediação. Além disso, há uma impossibilidade de ajuste dos indicadores às diferentes características de cada área (HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

Em relação ao envolvimento das partes interessadas, ainda não há diretrizes claras e concisas sobre como envolver todas as partes interessadas no processo de remediação sustentável. Essa lacuna pode ser preenchida quando esse envolvimento se torna parte integrante da política e prática de remediação (PRIOR, 2018; SMITH, 2019). Além disso, de acordo com O'Connor et al. (2019), nos países em desenvolvimento, a prática de envolver as partes interessadas ainda é bastante limitada, exigindo maior atenção e orientação nos processos de políticas e remediação.

O atual cenário de avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas evidencia a necessidade da elaboração de uma ferramenta de apoio a tomada de decisão que integre, de maneira igualitária e quantitativa, os componentes do tripé da sustentabilidade (ambiental, econômico e social), possibilite o ajuste / ponderação dos indicadores de acordo com as características de cada área a ser remediada e, acima de tudo, torne viável a participação das partes interessadas no processo de tomada de decisão.

O grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental da Universidade de Passo Fundo, vinculado à linha de pesquisa, tem desenvolvido diversos estudos voltados para a remediação de áreas contaminadas. Em suma, considera-se que esta pesquisa pode auxiliar para o avanço no campo da ciência e do conhecimento na temática da remediação de áreas contaminadas, em especial na temática da remediação sustentável, sendo a mesma desenvolvida na linha de pesquisa de Infraestrutura Sustentável do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo.

Assim sendo, o objetivo principal deste trabalho consiste em propor uma ferramenta de suporte à tomada de decisão para a avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas, quantitativa e que possibilite a participação das partes interessadas no processo de tomada de decisão.

Para se alcançar este objetivo principal, tem-se como objetivos específicos:

- a) Identificar e descrever as ferramentas de suporte à tomada de decisão para avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas existentes;
- b) Propor uma ferramenta de suporte à tomada de decisão para avaliação de sustentabilidade em projetos de remediação;
- c) Realizar a validação da ferramenta proposta.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Áreas contaminadas

As definições formais do que constitui uma área contaminada foram desenvolvidas como parte do processo legislativo em muitos países (HODSON, 2010). Uma área contaminada consiste em local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação, provocada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos, depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural, em quantidades ou concentrações que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger. Nestas áreas, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em subsuperfície nos diferentes compartimentos do ambiente, seja solo ou água subterrânea (CETESB, 2013).

Segundo a EUGRIS (2013), área contaminada é a área que contém substâncias em níveis que não estariam normalmente presentes. Essas substâncias podem ser elementos químicos, compostos orgânicos, gases como o dióxido de carbono ou metano, ou até mesmo nutrientes de plantas como nitrogênio e fósforo. A presença dessas substâncias em níveis elevados pode, ou não, ser prejudicial. No entanto, o termo áreas contaminadas é mais frequentemente usado para descrever a área onde há pelo menos uma suspeita de que a contaminação possa ser prejudicial aos seres humanos, água, edifícios ou ecossistemas.

No Brasil, a Resolução N°. 420 de 2009 define que a contaminação corresponde à presença, decorrentes de atividades antrópicas, de substâncias químicas nos recursos ambientais como ar, água ou solo, em concentrações tais que restrinjam a sua utilização para usos atuais ou pretendidos, com base em avaliação de risco à saúde humana (BRASIL, 2009).

A contaminação de uma área pode ocorrer de forma difusa ou pontual, conforme exposto por Higarashi (1999). A contaminação pontual se caracteriza pelas altas concentrações do contaminante em pequenas áreas (geralmente industriais). A difusa é caracterizada pelas baixas concentrações dos contaminantes em vastas áreas (geralmente áreas agrícolas). Levantamentos feitos em diversos países têm revelado uma predominância de áreas contaminadas de forma pontual.

Uma grande variedade de fontes podem ser mediadoras para a causa desta contaminação, sendo que se destaca, principalmente, a disposição inadequada de resíduos

sólidos e líquidos, disposição de lodo de esgoto, disposição de resíduos em lixões, derramamentos acidentais, aplicação de fertilizantes e pesticidas, aterros, lixiviados gerados na decomposição de resíduos dispostos inadequadamente além de fossas sépticas (REDDY; ADAMS, 2015).

De acordo com Reddy e Adams (2015), os contaminantes comumente encontrados em área contaminadas são os metais pesados cromo, cádmio, níquel e chumbo; arsênio inorgânico e orgânico; os radionuclídeos urânio, radium e radon; os solventes clorados, como o percloroetileno, tricloroetileno, tricloroetano e cloreto de metileno; os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos antraceno, benzo (a) pireno e naftalina; os bifenis policlorados; os pesticidas tais como DDT, dieldrina, clordano e aldrin; e também o grupo dos explosivos. Porém, conforme os autores há uma complexidade de contaminantes que podem estar presentes em uma área contaminada.

Estes contaminantes podem ser transportados e propagados por diferentes vias e meios, alterando suas características naturais e resultando em impactos e/ou riscos tanto aos ecossistemas naturais quanto à saúde humana (MORAES et al., 2014). Segundo Sánchez (2001), os quatro principais problemas decorrentes de áreas contaminadas são: risco à saúde humana e aos ecossistemas, risco à segurança dos indivíduos e da propriedade, redução do valor imobiliário da propriedade e restrições ao desenvolvimento urbano.

2.1.1 Cenário mundial

O tema “áreas contaminadas” começou a ser discutido no final da década de 70 e início da década de 80 em função da repercussão internacional do caso *Love Canal*, ocorrido nos Estados Unidos, onde toneladas de resíduos industriais começaram a borbulhar em quintais, porões e encanamentos residenciais (BEAULIEU, 1998). Porém, no ano de 1956 já havia sido identificado o que ficou conhecido como o Desastre de Minamata, que é a denominação dada ao envenenamento de centenas de pessoas por mercúrio ocorrido na cidade de Minamata, no Japão, em consequência do lançamento, por uma indústria, de dejetos contendo mercúrio na baía de Minamata, desde 1930 (MORAES et al., 2014)

A partir da repercussão, principalmente do caso *Love Canal*, países como Canadá, Estados Unidos e os pertencentes à Comunidade Européia, por exemplo, iniciaram a discussão da criação e implementação de políticas e legislações voltadas para áreas

contaminadas. Atualmente estes países são os que apresentam de forma bem estruturada e consolidada as políticas voltadas para este tema, fato refletido pelas criações dos Órgãos Nacionais de Proteção Ambiental (BEAULIEU, 1998).

Durante as últimas décadas, a problemática das áreas contaminadas tornou-se mais reconhecida em todo o mundo. Na Europa existem mais de 2,5 milhões de locais potencialmente contaminados, dos quais se espera que 14% necessitem de remediação. De acordo com projeções com base na análise das alterações observadas, o número total de locais contaminados com necessidade de correção pode aumentar em mais de 50% até 2025. O óleo mineral e os metais pesados são os principais contaminantes (60%) encontrados em áreas contaminadas na Europa e o custo de gestão destas contaminações é estimado em 6 bilhões de euros por ano (PANAGOS et al., 2013; VAN LIEDEKERKE et al., 2014; EEA, 2016; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

Nos Estados Unidos e na Ásia, os locais contaminados ainda são detectados diariamente (BRANDON, 2013; VAN LIEDEKERKE et al., 2014). Por exemplo, nos Estados Unidos a USEPA identificou dezenas de milhares de áreas que precisam de remediação, sendo encontrados nestas áreas, principalmente, compostos orgânicos, metais pesados e radionuclídeos. Destas áreas, 1.782 são definidas como uma prioridade nacional e requerem reparação urgente e este número tende a aumentar anualmente. A recuperação destas áreas tem um custo estimado de 209 bilhões de dólares (BRANDON, 2013; USEPA, 2008; USEPA, 2016a).

Na China aproximadamente 90% das águas subterrâneas encontram-se contaminadas, devido principalmente as atividades industriais, sendo que alguns lugares do país são conhecidos como “vilas da morte” em virtude das altas de câncer e mortalidade (QIU, 2011; ZHENG; CAO, 2011). De acordo com o Relatório Nacional de Pesquisa do Solo, divulgado no ano de 2014 pelo governo chinês, mais de 16% do solo da China está contaminado. Essas terras são afetadas principalmente por hidrocarbonetos aromáticos de zinco, mercúrio, chumbo, cromo, arsênico e policíclico devido a indústrias químicas, de mineração, metalurgia e outras indústrias, causando degradação do solo e ameaçando a saúde humana (MEP, 2014).

O Governo do Canadá identificou 23.751 áreas contaminadas, enquanto que no Reino Unido foram constatados que mais de 300.000 hectares de terra estão contaminados em virtude de atividades industriais (GOVERNEMENT OF CANADA, 2020; HOU; AL-TABBAA, 2014a).

No Brasil, os dados do Sistema de Informação de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Solo Contaminado, do Ministério da Saúde, revelaram que cerca de 34 milhões de pessoas se encontravam expostas ou potencialmente expostas a problemática gerada pelas áreas contaminadas em 2014, ano em que foi realizado o último levantamento (BRASIL, 2014).

Ainda no cenário brasileiro, especificamente no Estado de São Paulo, o levantamento das áreas contaminadas é realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Desde o ano de 2002 é feito o registro e divulgação de uma lista de áreas reabilitadas, monitoradas e contaminadas no Estado de São Paulo. Essa listagem trouxe o total de 255 áreas em sua primeira publicação. Já no ano de 2019 foi registrada a existência de 6.285 áreas contaminadas no Estado. Houve um acréscimo considerável no número de áreas, resultantes principalmente da adoção de ações rotineiras de fiscalização e de licenciamento (CETESB, 2019).

A Fundação Estadual do Meio Ambiente do estado de Minas Gerais (FEAM) passou a manter um banco de dados, com início no ano de 2007, sobre as áreas suspeitas de contaminação e contaminadas cadastradas no Estado. No ano de 2007 foram registradas 56 áreas contaminadas. Já no ano de 2015 este número aumentou para 617 e, no último inventário publicado em janeiro de 2020, o número de áreas contaminadas ou reabilitadas no território do Estado de Minas Gerais passou a ser de 670 (FEAM, 2020).

2.1.2 Gerenciamento de áreas contaminadas

O gerenciamento de áreas contaminadas é caracterizado por um conjunto de medidas que asseguram o conhecimento das características das áreas contaminadas e a definição de medidas de intervenção mais adequadas a serem exigidas, visando eliminar ou minimizar os danos e/ou riscos aos bens a proteger, gerados pelos contaminantes nelas contidos (SÃO PAULO, 2013).

Devido à complexidade quanto às propriedades, distribuição e comportamento dos contaminantes no solo, a recuperação das áreas contaminadas ainda é uma tarefa difícil. No entanto, em função da gravidade destes impactos, o gerenciamento destas áreas se faz necessária, em especial no que tange o uso atual ou planejado do local contaminado (REDDY; ADAMS, 2015).

Segundo Moraes et al. (2014), o gerenciamento de uma área contaminada tem como objetivo minimizar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente, por meio da

tomada de medidas que satisfaçam os padrões ambientais e os requisitos legais, permitindo a contínua ocupação e recuperação destas áreas.

Os processos de gerenciamento de uma área contaminada são constituídos de etapas sequenciais, as quais envolvem as fases de identificação, diagnóstico e intervenção. A fase de identificação é constituída de duas etapas, da avaliação preliminar, teórica e histórica; e investigação confirmatória. A segunda fase envolve as etapas de investigação detalhada e avaliação de risco. E por último, tem-se a fase de intervenção, a qual corresponde à etapa de implantação de ações e projetos de remediação e monitoramento para a reabilitação da área até as concentrações das substâncias detectadas atingirem níveis aceitáveis para o uso pretendido (CETESB, 2013).

Moraes et al., (2014), define que o gerenciamento de uma área contaminada deve conter duas grandes fases de entendimento do problema. A primeira fase é a da identificação da contaminação, composta da avaliação preliminar e investigação confirmatória. A segunda fase é a reabilitação da área que é composta pela investigação detalhada, avaliação de risco, plano de intervenção e monitoramento. O processo de gerenciamento de uma área contaminada deve ser finalizado com a reabilitação da área para o uso pretendido e declarado ao órgão ambiental, durante o processo de gerenciamento.

A metodologia de gerenciamento de áreas contaminadas estipulada no Manual da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2007), no Decreto Estadual N° 59.263 de 2013 (SÃO PAULO, 2013) e na Resolução Conama N°. 420 (BRASIL, 2009) é baseada em etapas sequenciais apresentadas resumidamente na Figura 1.

Figura 1 - Resumo das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas



Fonte: Adaptada de CETESB (2007); BRASIL (2009); SÃO PAULO (2013).

2.1.3 Remediação de áreas contaminadas

Para a eliminação de riscos à saúde ou tornar estes riscos aceitáveis, uma área contaminada necessita passar por um processo de remediação (ROCCA, 2006). A remediação de uma área contaminada é o processo de restaurar a condição ambiental de um local e reduzir todos os riscos existentes a um nível aceitável, por meio do desenvolvimento e aplicação de uma abordagem que remove, destrói, contém ou reduz a disponibilidade de um contaminante para as pessoas e ao meio ambiente (GOVERNMENT OF NUNAVUT, 2014; CAPPUYNS, 2016).

A remediação de áreas contaminadas consiste na adoção de medidas de intervenção e aplicação de técnicas para remover, conter ou reduzir as concentrações dos contaminantes e conseqüentemente eliminarem ou reduzir os riscos para o uso declarado ou futuro da área. Desta forma, as técnicas podem ser divididas com o intuito de tratar, remover ou reduzir a massa de contaminante, ou com o objetivo de conter e isolar, prevenindo a migração do contaminante (BRASIL, 2009).

O processo de remediação de áreas contaminadas, de acordo com os autores Reddy e Adams (2015), deve ser efetuado por meio de uma abordagem sistemática a qual inclui algumas etapas fundamentais tais como a caracterização do local, avaliação de riscos e seleção de uma ação corretiva eficaz.

Um número significativo de trabalhos envolvendo a remediação de áreas contaminadas foi realizado, tendo grande destaque a partir da década de 1990 (MARKER et al., 1994; POMPEIA, 1994; CUNHA, 1997; GLOEDEN, 1999; CROZERA, 2001; CARBERRY; WIK, 2001; BORBA, 2002; GESTEL et al., 2003; RUBERTO et al., 2003; SARKAR et al., 2005; BENTO et al., 2005; OWSIANIAK et al., 2009; ABDULSALAM; OMALE, 2009; CLEOMAR, 2010; CORSEUIL et al., 2011; MENEGHETTI et al., 2012; THOMÉ et al., 2014; SMITH et al., 2015; RAMOS et al., 2016; MULLER et al., 2017; CHEN et al., 2020). As técnicas de remediação evoluíram rapidamente, sendo desenvolvidas novas tecnologias e otimizadas as já existentes.

2.1.3.1 Tecnologias para remediação de áreas contaminadas

Historicamente, tecnologias de remediação estavam tradicionalmente associadas à contenção, escavação e tratamento *off-site* do meio contaminado, como por exemplo escavação de solo contaminado e destinação para aterros ou co-processamento em fornos de cimento. A partir do início da década de 80 nos Estados Unidos e após a primeira metade da década de 90 no Brasil, as tecnologias de remediação *in situ* se tomaram cada vez mais utilizadas para remoção de massa de contaminantes em áreas contaminadas (MORAES et al., 2014).

Várias tecnologias estão disponíveis para remediação de áreas contaminadas, podendo ocorrer sem a remoção física do meio contaminado (*in situ*) e/ou com a remoção física do meio contaminado para tratamento fora da área onde ocorre a contaminação, em condições controladas (*ex situ*) (SHARMA; REDDY, 2004; REDDY; ADAMS, 2015), Conforme Schmidt (2010), a remediação *in situ* de um solo pode ser feita pela remoção ou degradação do poluente, por imobilização física, química ou termal ou por mecanismos de isolamento hidrogeológico. As tecnologias disponíveis para minimizar ou impedir o problema da contaminação de solos e águas subterrâneas podem ser classificadas sob diversos aspectos como, por exemplo, em termos de seu objetivo (contenção x tratamento), localização (*in situ* x *ex situ*), processo (físico, químico, biológico, termal), meio contaminado (ar, água ou solo), mecanismo operacional (recuperação de líquidos e vapores, imobilização, degradação), entre outros.

Segundo Reddy e Adams (2015) a aplicação de técnicas de remediação vem com o intuito de minimizar, retardar ou até mesmo evitar que ocorra migração dos contaminantes para zonas saturadas. Atualmente há um grande número de métodos que

podem ser utilizados para o tratamento de áreas contaminadas, bem como para realizar a remediação das águas subterrâneas, conforme pode ser visto no Quadro 1.

Quadro 1 - Diferentes tecnologias de remediação de áreas contaminadas

Técnica	Meio remediado		Aplicação	
	Solo	Água subterrânea	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>
Extração de vapores do solo	x		x	
Dessorção térmica	x			x
<i>Air sparging</i>		x		x
Lavagem do solo	x		x	x
Solidificação/ estabilização	x		x	x
Eletrocinética	x	x	x	x
Vitrificação	x		x	x
Fitorremediação	x		x	x
Barreiras reativas		x	x	
Aquecimento do solo	x		x	
Extração com solventes	x			x
Incineração	x			x
Biorremediação	x	x	x	x
Compostagem	x			x
Controle fase sólida	x			x
<i>Landfarming</i>	x			x
Extração fase dupla		x	x	
Bombeamento (<i>Pump and treat</i>)		x	x	
Encapamento convencional (<i>Conventional capping</i>)		x	x	
Encapamento modificado (<i>modified capping</i>)		x	x	
Imobilização		x		

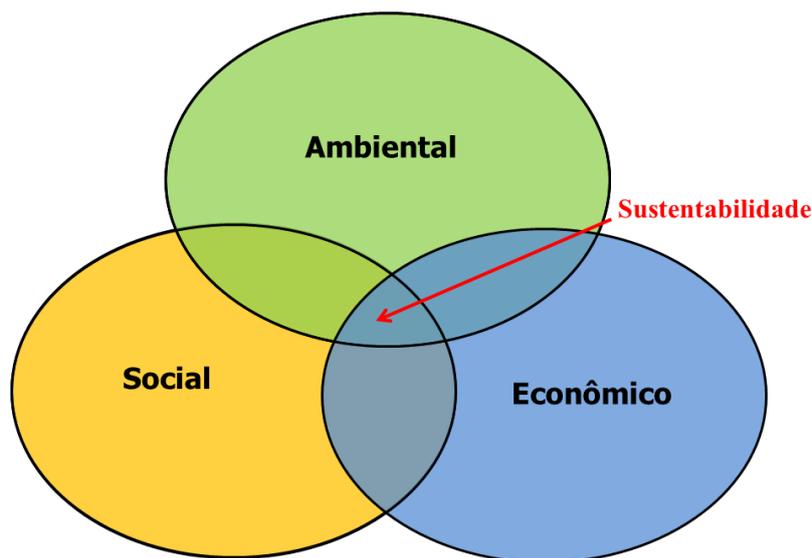
Fonte: Adaptado de Vik e Bardos (2002); Sharma e Reddy (2004); Schmidt (2010); ITRC (2014); Khalid et al. (2017); Liu et al. (2018).

Dentre estas diferentes alternativas de limpeza ou remediação de áreas contaminadas, a tecnologia é selecionada seguindo alguns fatores importantes, como a qualidade da investigação ambiental, o tipo e volume de contaminantes presentes no local, riscos, toxicidade e mobilidade dos contaminantes, o nível de limpeza, o tempo necessário para a remediação, os recursos econômicos e os impactos ambientais do próprio processo de remediação (SCHMIDT, 2010; CAPPUYNS, 2013).

2.2 Desenvolvimento Sustentável

O termo desenvolvimento sustentável foi definido como o desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de satisfazerem as suas próprias necessidades (WCED, 1987). O desenvolvimento sustentável também pode ser referido como o equilíbrio alcançável entre os fatores sociais, econômicos e ambientais, conforme descrito na Figura 2 abaixo.

Figura 2 - Componentes principais do desenvolvimento sustentável



Fonte: Adaptada de Søndergaard et al. (2016).

As preocupações ambientais e econômicas dominaram a agenda de sustentabilidade no final das décadas de 1970 e 1980. As preocupações sociais foram integradas apenas a partir da década de 1990 (COLANTONIO, 2007). Nas últimas décadas, a sustentabilidade tem ganhado cada vez mais importância entre as organizações e suas partes interessadas em todo o mundo (CAIADO et al., 2017). De acordo com Leal Filho et al. (2015), a temática da sustentabilidade é pauta cada vez mais frequente nas discussões acadêmicas, sendo que os resultados obtidos após a Conferência Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+20), realizada em 2012, ajudaram a fomentar a preocupação com o tema.

Segundo Favaro et al. (2011), os princípios de sustentabilidade envolvem o equilíbrio de três aspectos fundamentais: ambiental, econômico e social. Além da dimensão social, ambiental e econômica, há autores que discutem sobre outras dimensões

da sustentabilidade, como a dimensão moral, técnica, jurídica, política, ecológica, espacial/geográfica e cultural (SACHS, 2004; PAWLOWSKI, 2008).

A sustentabilidade é importante, pois traz harmonia entre os setores econômicos, ambientais e sociais da sociedade. Aspectos demográficos, sociais, políticos, ambientais e econômicos tem implicação direta no alcance da sustentabilidade. Além disso, a sustentabilidade envolve esforços para manter constante a riqueza global, sendo esta riqueza vista como ativos financeiros, recursos naturais e qualidade de vida da população (SCHARF, 2004).

À medida que o conceito de sustentabilidade avança na nossa cultura global, as empresas e os governos se esforçam para incorporar considerações econômicas, ambientais e sociais na tomada de decisões. Esses esforços resultaram em uma variedade de avanços para o objetivo final de existir em um mundo onde podemos atender nossas necessidades atuais sem comprometer as necessidades das gerações futuras (HAYWARD; GARVIN, 2010).

Segundo Bardos (2014), nos últimos anos, várias iniciativas colaborativas em todo o mundo começaram a aplicar de forma mais formal os princípios do desenvolvimento sustentável à gestão e remediação de áreas contaminadas. De acordo com Hou e Al-Tabbaa (2014), é fundamental que se realize a remediação das áreas contaminadas para que se alcance o desenvolvimento sustentável de forma plena.

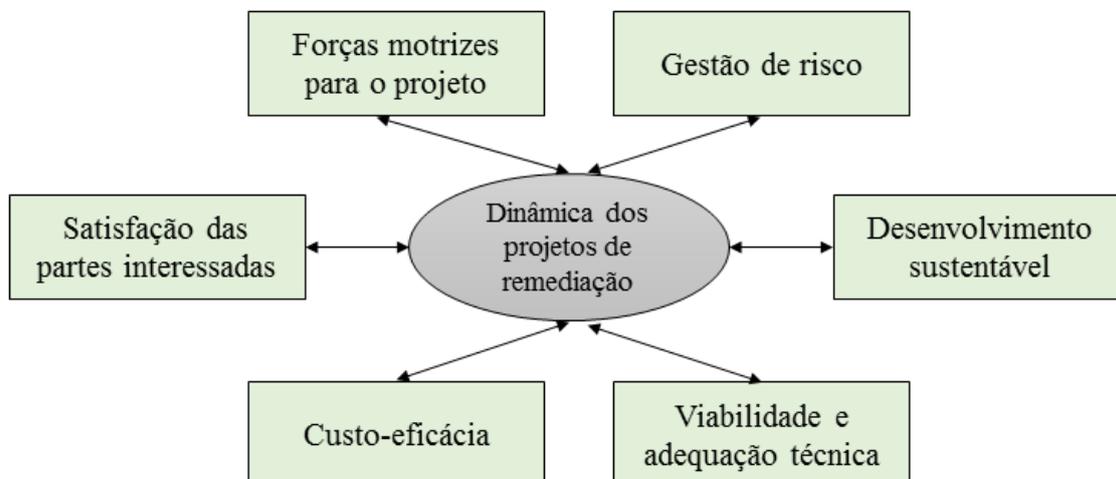
Analisando o escopo dos 17 objetivos do desenvolvimento sustentável (ODSs) da agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU), é possível verificar que a temática da remediação sustentável possui ligação direta com os objetivos 6 e 15, os quais objetivam, respectivamente, assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e o saneamento para todos; e proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade (ONU, 2019).

2.3 Remediação sustentável

De acordo com Bardos et al. (2002), inúmeros fatores devem ser considerados na escolha de uma solução eficaz para a remediação de áreas contaminadas. Estes fatores incluem a gestão de risco, a adequação da técnica, a praticidade e viabilidade, a relação custo-benefício e os impactos ambientais, sociais e econômicos mais amplos, os quais

levam para uma percepção de desenvolvimento sustentável. Na Figura 3 são expostos os fatores considerados em projetos de remediação.

Figura 3 - Fatores considerados em projetos de remediação



Fonte: Adaptada de Bardos et al. (2002).

A inclusão de conceitos de sustentabilidade na tomada de decisões de remediação oferece uma oportunidade para integrar uma ampla gama de considerações: controle de risco, regeneração de áreas contaminadas, pegada de carbono, pegada de água, energia renovável, entre outras (HOU et al., 2014a).

A inserção de tecnologias verdes e sustentáveis em projetos de remediação surge como uma nova perspectiva, tornando o desenvolvimento sustentável um fator chave. Diferente da remediação verde, que leva em consideração apenas os efeitos ambientais da medida corretiva, ou seja, a maximização do benefício ambiental, a remediação sustentável traz uma abordagem mais holística e ampla, visando equilibrar os benefícios ambientais com os benefícios econômicos e sociais, ou seja, o tripé da sustentabilidade (FORUM, 2009; CAPPUYNS; VAN PASSEN, 2014; HADLEY; HARCLERODE, 2015).

Nos últimos anos, em especial a partir dos anos 2000, houve um crescente interesse em incorporar a sustentabilidade nos processos de tomada de decisão quanto à remediação de áreas contaminadas, por meio da disseminação do termo "remediação sustentável", refletindo uma percepção de que as atividades de remediação podem trazer impactos ambientais, sociais e econômicos, tanto positivos quanto negativos (RIZZO et al., 2016). Os reguladores, a indústria e as comunidades reconhecem que os princípios de

sustentabilidade devem ser integrados nas atividades de remediação e vários documentos de orientação sobre remediação sustentável foram desenvolvidos (HOLLAND, 2011; SPARREVIK et al., 2011).

Uma série de redes em todo o mundo vem debatendo, em especial nas últimas duas décadas, sobre como alcançar o desenvolvimento sustentável ao remediar ou regenerar áreas contaminadas. Estas incluem iniciativas nacionais estabelecidas, como o Fórum de Remediação Sustentável (SuRF) nos Estados Unidos, SuRF-UK, SuRF-NL, SuRF-ANZ e SuRF-Canadá, bem como iniciativas mais recentes em outros países, como por exemplo, na Itália, Brasil, Taiwan, Japão e China, além de duas grandes redes européias, NICOLE e COMMON FORUM (BARDOS et al., 2013; BRAUN et al., 2020).

Várias definições de remediação sustentável são encontradas na literatura e relatórios de pesquisa. O SuRF-EUA, por exemplo, usa o termo "Remediação Sustentável" para indicar a prática de proteger a saúde humana e o meio ambiente ao mesmo tempo em que maximiza os benefícios ambientais, sociais e econômicos ao longo do ciclo de vida do projeto de remediação" (ITRC, 2011a). Essa definição é mais ampla do que a definição de "Remediação Verde" (*Green Remediation*), descrita como "a prática de considerar todos os efeitos ambientais da implementação de projetos de remediação e incorporar opções para maximizar o benefício ambiental líquido das ações de remediação" (USEPA, 2008).

NICOLE (2010) descreve um projeto de remediação sustentável como aquele que representa a melhor solução ao considerar fatores ambientais, sociais e econômicos - conforme acordado com as partes interessadas. Onwubuya (2013) define a remediação sustentável como a remediação que atende aos objetivos de gerenciamento de riscos do presente, considerando e minimizando impactos ambientais, econômicos e sociais mais amplos tanto agora como no futuro. A solução corretiva ideal é aquela que elimina ou minimiza riscos em um procedimento seguro e oportuno e maximiza os elementos chave de sustentabilidade (fatores sociais, econômicos e ambientais) durante a implementação.

O conceito de remediação sustentável é cada vez mais aceito por profissionais de remediação, bem como governos e academia. A CLARINET (*Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies*) foi uma das primeiras iniciativas na Europa a dar ênfase a remediação sustentável de áreas contaminadas, reunindo o conhecimento combinado de acadêmicos, especialistas governamentais, consultores, proprietários de áreas industriais e desenvolvedores de tecnologia. Forneceu uma rede temática sobre investigação interdisciplinar, integrando aspectos tecnológicos,

sociais e econômicos para a gestão de áreas contaminadas, em que participaram mais de 16 países europeus (VEGTER et al., 2002).

A remediação sustentável de áreas contaminadas envolve, ao contrário das práticas tradicionais, a avaliação e gestão, eliminação e/ou controle, de maneira segura e oportuna, dos riscos significativos para a saúde humana e o ambiente, tanto a nível local quanto para a comunidade em geral, de forma a identificar e integrar os benefícios e impactos ambientais, sociais e econômicos das estratégias e opções de reparação (HODSON, 2010; ITRC, 2011b; ISO, 2017). Objetivando a melhor solução, a remediação sustentável procura maximizar o benefício global através de um equilibrado e transparente processo de tomada de decisão, a fim de demonstrar às partes envolvidas na remediação, em termos de indicadores ambientais, econômicos e sociais, que o benefício é maior do que o seu impacto (CL: AIRE, 2010).

A remediação sustentável, tal como definida nas diretrizes atuais, implica na coordenação entre o consumo de recursos necessários para a remediação e os benefícios alcançados em termos de viabilidade econômica, conservação de recursos naturais e biodiversidade e o aprimoramento da qualidade de vida nas comunidades vizinhas (ELLIS; HADLEY, 2009; SURF, 2016; SLENDERS, 2017).

Atualmente, a maioria das avaliações de sustentabilidade realizadas em projetos de remediação avaliam impactos ambientais globais e, em menor escala, ambientais, custos de implementação do projeto e, ocasionalmente, impactos da comunidade local das atividades de remediação propostas. Devido à complexidade do conceito de sustentabilidade, decorrente das inter-relações entre as três dimensões da sustentabilidade, os indicadores relevantes e aplicáveis podem ser perdidos no processo de avaliação (RIDS DALE, 2015).

O Quadro 2 fornece as principais organizações envolvidas em práticas de remediação sustentável. Como pode ser vista, a maioria das organizações estão associadas ao governo, embora algumas exceções notáveis sejam evidentes. As organizações profissionais e as agências federais externas à jurisdição reguladora são os principais defensores da incorporação de princípios e práticas de sustentabilidade na remediação ambiental.

Quadro 2 - Organizações envolvidas em práticas de remediação sustentável

Organização	Composição / Constituintes
USEPA	Agência Federal de Regulação Ambiental
<i>Wisconsin Department of Natural Resources</i>	Agência Federal de Regulação Ambiental
<i>Illinois Environmental Protection Agency</i>	Agência Estadual de Regulação Ambiental
<i>New York Department of Environmental Conservation</i>	Agência Estadual de Regulação Ambiental
<i>Massachusetts Department of Environmental Protection</i>	Agência Estadual de Regulação Ambiental
<i>Minnesota Pollution Control Agency</i>	Agência Estadual de Regulação Ambiental
<i>California Department of Toxic Substances Control (DTSC)</i>	Agência Estadual de Regulação Ambiental
<i>U.S. Department of Energy</i>	Agência Federal Ambiental
<i>Association of State and Territorial Waste Management Officials (ASTSWMO)</i>	Organização para programas estatais de gestão de resíduos
<i>ASTM International</i>	Organização para o desenvolvimento de normalizações
ITRC	Coalizão liderada pelo Estado que inclui indústria, academia, equipe de agências federais e partes interessadas da comunidade
<i>Sustainable Remediation Forum (SURF)</i>	Organização sem fins lucrativos que visa a educação sobre remediação sustentável; A adesão é aberta a todos, mas a adesão é principalmente do setor privado
<i>Network for Industrially Contaminated Land in Europe (NICOLE)</i>	Fórum que busca a gestão sustentável da terra, promovendo a cooperação entre a indústria, a academia e os prestadores de serviços no desenvolvimento e aplicação de tecnologias sustentáveis
<i>Common Forum on Contaminated Land</i>	Rede de formuladores de políticas de terras contaminadas, reguladores e consultores técnicos das autoridades ambientais dos Estados membros da União Europeia e dos países da Associação Europeia de Comércio Livre
<i>U.S. Air Force Civil Engineer Center (AFCEC)</i>	Agência Federal
<i>U.S. Department of Defense</i>	Agência Federal
<i>U.S. Army Corps of Engineers (USACE)</i>	Agência Federal

Organização	Composição / Constituintes
<i>U.S. Navy</i>	Agência Federal - Departamento de Restauração Ambiental da Marinha
<i>USEPA Regional Offices</i>	Escritórios regionais da agência reguladora ambiental

Fonte: Adaptado de THG (2014); Hadley e Harclerode (2015); NICOLE (2020); COMMON FORUM (2020).

O Quadro 3 apresenta a linha do tempo de alguns dos principais eventos relacionados ao conceito de remediação sustentável, sendo que o primeiro fato de destaque é datado do ano de 1961.

Quadro 3 - Linha do tempo de alguns dos principais eventos na evolução do conceito de remediação sustentável

Ano	Evento
1961	Termos de referência para o Estudo de Viabilidade para o projeto de Regeneração do Vale do <i>Lower Swansea</i> (um dos primeiros projetos de restauração), especificamente expressado em termos de benefício social e econômico.
1979-1985	Ocorrência dos principais incidentes de contaminação de áreas, por exemplo, na Holanda (Lekkerkerk, 1980-81) e nos EUA (<i>Love Canal</i> - 1978, <i>Time Beach</i> - 1983), os quais provocam preocupações generalizadas sobre os riscos decorrentes da contaminação do solo.
1987	Publicação do Relatório Brundtland.
1995	Publicação do método REC na Holanda, o primeiro método de decisão bem estabelecido considerando três métricas: redução de risco, custo e "mérito ambiental".
1998	Publicação das conclusões da rede financiada pela UE sobre a base científica para a avaliação de risco para áreas contaminadas (o projeto 'CARACAS', 1995-1998) que estabeleceu uma base técnica ampla para a tomada de decisões baseadas em risco para manejo de áreas contaminadas.
1999	Publicação do primeiro estudo sobre análise do ciclo de vida da remediação.
1999	Publicação dos primeiros estudos utilizando a terminologia "remediação sustentável"
1999/2000	Publicação no Reino Unido de relatórios da Agência de Meio Ambiente sobre o valor ambiental da remediação e análise de custo benefício para remediação.
2002	Publicações das conclusões da rede "CLARINET" financiada pela UE, (1998-2001), que estabeleceu o manejo do solo baseado no risco como principal raciocínio para a tomada de decisões para o manejo da área contaminada e a sustentabilidade explicitamente reconhecida como uma consideração na tomada de decisões de gestão de risco.
2004	Publicação dos "Procedimentos Modelos" no Reino Unido, os quais anteciparam a importância de preocupações mais amplas (como opiniões

Ano	Evento
	dos interessados e impactos mais amplos de remediação) na tomada de decisão de gerenciamento de áreas contaminadas.
2006	Início do Fórum de Remediação Sustentável (SuRF) nos EUA, que foi o primeiro fórum intersetorial de partes interessadas, focado explicitamente no desenvolvimento da sustentabilidade como uma consideração nos resultados de remediação.
2007	Início do Fórum de Remediação Sustentável no Reino Unido (SuRF-UK), que, embora bastante independente do SuRF-EUA, foi inspirado por ele e continua trabalhando com ele.
2008	Publicação da primeira orientação sobre "remediação verde" pela USEPA nos EUA.
2009	Início do SuRF-Austrália e Nova Zelândia (eles publicaram um método de remediação sustentável baseado no SuRF-UK em 2011d).
2010	Publicação do método SuRF-UK para remediação sustentável, que foi o primeiro documento transversal de orientação para a restauração sustentável, aceito pelas organizações reguladoras nacionais.
2010-2013	Estabelecimento de redes SuRF na Holanda (2010), Brasil (2010), Canadá (2011), Itália (2012), Taiwan (2012) e Colômbia (2013).
2011	Publicação de um método de remediação sustentável nos EUA pelo SuRF.
2011	Publicação do "mapa roteiro" da NICOLE para remediação sustentável, a primeira orientação internacionalmente reconhecida.
2011	Estabelecimento, pelo "SuRF- <i>International</i> ", de um fórum trimestral informal onde muitos dos SuRF e NICOLE se reúnem em teleconferências para trocar informações, experiências e ideias.
2012	Início da ISO/DIS 18504 para elaborar um padrão descritivo para "Remediação Sustentável".
2012	Remediação com risco-informação e sustentabilidade - Declaração de posição conjunta da NICOLE e do FORUM COMUM (<i>COMMON FORUM</i>).
2013	Guia Padrão da ASTM para Integrar Objetivos Sustentáveis na Remediação, E2876-13.
2013	O Comitê Internacional de Áreas Contaminadas (uma rede internacional de políticas e regulamentos) apresentou suas primeiras discussões sobre "remediação verde e sustentável" em Durban, África do Sul.
2015	Rascunho da ISO sobre Remediação Sustentável.
2016	Publicação antecipada da ISO 18504 sobre Remediação Sustentável.
2017	Publicação da primeira versão da ISO 18504.
2018	Realização no Brasil do XI Seminário Ekos Brasil / SustRem 2018. Pela primeira vez um país da América Latina sediou o Seminário Internacional Sobre Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas

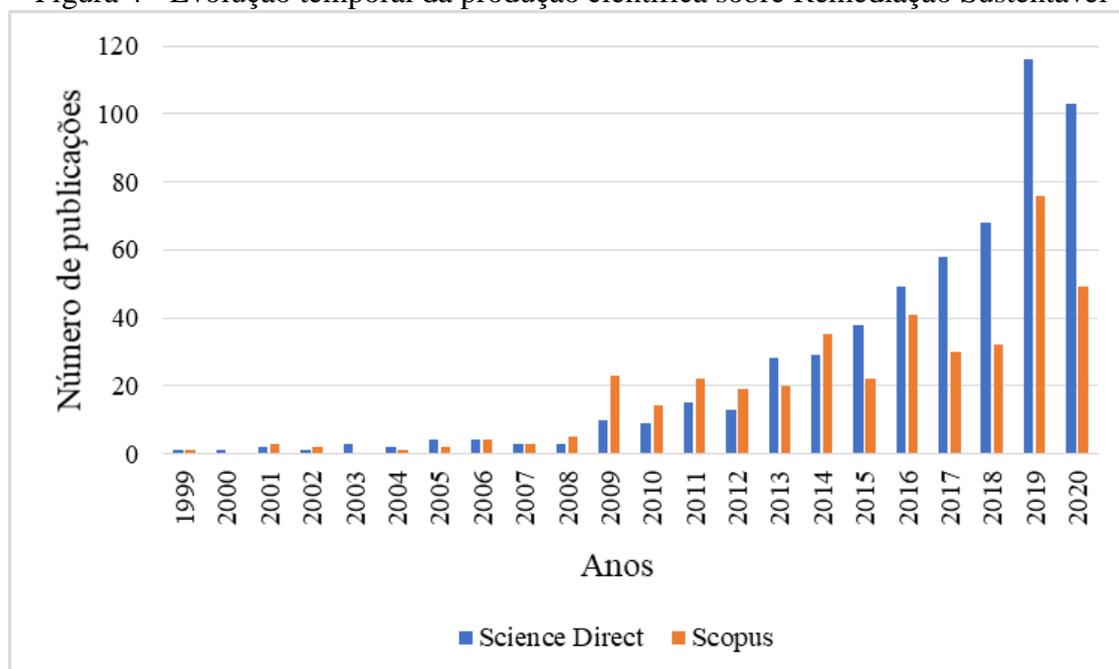
Fonte: Adaptado de Kearney et al. (1999); Hou (2016); Martino et al. (2016); Hou et al. (2016); Bardos et al. (2012); Bardos et al. (2013); Bardos (2014); Bardos et al. (2016b); ISO (2017); Song et al. (2018); Instituto Ekos Brasil (2018).

Conforme exposto no Quadro 3, ao longo dos anos tem ocorrido grandes avanços relacionados a remediação sustentável, sendo que o interesse da academia e dos

pesquisadores sobre o tema tem aumentado. Kearney et al. (1999) são os responsáveis pela primeira publicação voltada exclusivamente para a remediação sustentável de áreas contaminadas, onde foi feita uma abordagem a cerca de um método para remediação de áreas contaminadas que estava sendo desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido. Este método considerava os efeitos ambientais das técnicas, permitindo uma comparação entre duas ou mais técnicas.

No início do século 21, as metodologias para escolher opções de gerenciamento de áreas contaminadas, com base em critérios ambientais, econômicos e sociais, foram descritas na literatura, porém, sem usar o termo "remediação sustentável" (CAPPUYNS, 2016). A partir de 2008 o termo “remediação sustentável” passou a ser descrito com mais clareza nas publicações, sendo que inúmeros autores fizeram abordagens relacionadas ao tema. Por exemplo, Hardisty et al., (2008) e Bowtell e Bewley (2008) realizaram estudos relacionados de forma direta com a remediação sustentável. Por meio de uma revisão bibliométrica, é possível identificar a evolução das publicações relacionadas a temática “remediação sustentável”. A análise do termo “*sustainable remediation*” indexada nas bases de dados da ScienceDirect (sciencedirect.com) e Scopus (scopus.com) resultaram em 560 e 404 publicações, respectivamente, sendo estas distribuídas entre os anos de 1999 a 2020 (última pesquisa realizada no dia 04 de julho de 2020), conforme Figura 4.

Figura 4 - Evolução temporal da produção científica sobre Remediação Sustentável



Fonte: Elaborada pelo Autor com base em Science Direct (1999 – 2020) e Scopus (1999 – 2020).

2.3.1 Princípios e critérios de decisão

A adoção da remediação sustentável em áreas contaminadas, além de sustentar alguns princípios fundamentais, apresenta benefícios específicos que torna sua abordagem importante e cada vez mais necessária neste meio, tais como: redução de custos através da eliminação da correção desnecessária ou insustentável, otimizando o benefício global; gestão eficaz dos riscos associados à saúde humana e ao ambiente; minimização do impacto das obras de reparação no ambiente e comunidades vizinhas; compromisso em assegurar os princípios do desenvolvimento sustentável em todas as fases das obras de remediação; e melhora a robustez da tomada de decisões de remediação (CL: AIRE, 2010).

Conforme Gibson et al. (2005), os requisitos fundamentais de sustentabilidade utilizados como critérios nas tomadas de decisões concentram-se em: estabelecer e manter a longo prazo a integridade dos sistemas sócio-ecológicos de proteção à vida das futuras gerações (1); garantir a equidade intra-geracional por meio de opções eficazes que reduzem as lacunas da desigualdade em saúde, segurança e reconhecimento social (2); assegurar a equidade inter-geracional, favorecendo opções mais propensas a manter ou melhorar a capacidades das futuras gerações viverem de forma sustentável (3); propiciar o uso eficiente dos recursos naturais e energéticos (4); mobilizar participantes como a comunidade e outros órgãos de decisão em direção a aplicação da sustentabilidade (5); precaver sobre os riscos associados aos sistemas sociais e ambientais principalmente, gerenciando na direção da adaptação (6); e, integrar simultaneamente todos os princípios da sustentabilidade, uma vez que, as áreas não são independentes, o que acontece numa afeta diretamente o seguimento das outras (7).

Para compreender em que medida as estruturas de remediação incorporam e abordam a sustentabilidade, é necessário primeiro identificar os princípios fundamentais de sustentabilidade (GIBSON et al., 2005). Estes princípios e critérios, amplamente aplicáveis a qualquer processo que orienta a tomada de decisões em relação à sustentabilidade, aproximam a remediação sustentável para uma ferramenta orientadora no processo de integração dos aspectos do tripé da sustentabilidade, facilitando o alcance de benefícios líquidos globais dentro do contexto de áreas contaminadas (RIDSDALE; NOBLE, 2016).

Diferentes autores e organizações já fornecem listas de princípios orientadores para os tomadores de decisão, bem como ilustram a forma pela qual os princípios podem

auxiliar na avaliação e tomada de decisão quanto a estruturas mais sustentáveis (GIBSON et al., 2005; ITRC, 2011a; SuRF-UK, 2011; NICOLE, 2012; PINTÉR et al., 2012; RIDSDALE; NOBLE, 2016; ISO, 2017).

2.3.2 Indicadores

Um indicador pode ser definido como um parâmetro ou um valor derivado de parâmetros, que aponta para, fornece informações sobre, ou descreve o estado de um fenômeno / ambiente / área, com uma significância que se estende além daquele diretamente associado a um valor de parâmetro (OCDE, 2003). A ISO (2017), voltada especificamente para a remediação sustentável, define o indicador como sendo uma característica única que representa um efeito de sustentabilidade, seja um benefício ou um impacto negativo, que pode ser comparado através de estratégias alternativas de remediação, compreendendo uma ou mais técnicas de remediação e / ou controles institucionais, para avaliar seu desempenho relativo.

Os indicadores de sustentabilidade são aspectos mensuráveis de sistemas ambientais, econômicos ou sociais que são úteis para monitorar mudanças nas características do sistema relevantes para a continuação do bem-estar humano e ambiental (por exemplo, emissões de gases de efeito estufa) e permitem a identificação das diferenças entre opções comparáveis ou mensuráveis (REDDY et al., 2014; SLENDERS, 2017).

Ao longo das duas últimas décadas, houve várias iniciativas de várias partes interessadas (por exemplo, governos de vários níveis, comunidades, empresas, universidades e organizações não governamentais) para criação de indicadores de sustentabilidade, aplicados em diferentes contextos em todo o mundo, para diferentes fins e usando uma multiplicidade de metodologias (KRANK et al., 2010; DAHL, 2012; PINTÉR et al., 2012).

Harger e Meyer (1996) sugerem que os indicadores devem conter as seguintes características: simplicidade (alcance amplo), quantificável, permitir a determinação de tendências e conter ferramentas sensíveis à mudança. Indicadores e índices, que são continuamente medidos e calculados, permitem o rastreamento de tendências de sustentabilidade a longo prazo de um ponto de vista retrospectivo.

De acordo com Nardo et al. (2005), os indicadores são cada vez mais reconhecidos como uma ferramenta útil para a elaboração de políticas e a comunicação pública na

divulgação de informações sobre o desempenho dos países em áreas como meio ambiente, economia, sociedade ou desenvolvimento tecnológico. Um indicador de sustentabilidade é uma característica que expressa um aspecto social, econômico e / ou ambiental. Pode ser usado para comparar diferentes alternativas de remediação em relação a um aspecto de sustentabilidade específico. Desta forma, um conjunto de indicadores de sustentabilidade específicos da área pode ser útil para classificar diferentes opções de remediação (NICOLE, 2012).

A sustentabilidade é difícil de avaliar de forma completamente quantitativa, e os numerosos aspectos relacionados à sustentabilidade que podem ser potencialmente levados em consideração são difíceis de integrar em uma avaliação geral. A fim de considerar simultaneamente os aspectos sociais, econômicos e ambientais, quando uma técnica de remediação deve ser feita, o SuRF-UK desenvolveu um quadro de decisão, caracterizado por dois elementos essenciais: o envolvimento íntimo de diferentes partes interessadas, por um lado, e a definição de indicadores de sustentabilidade, por outro lado (CAPPUYNS, 2016).

Reddy e Adams (2015) afirmam que no momento em que uma análise da sustentabilidade das alternativas de remediação é realizada, é de suma importância a identificação dos indicadores-chave que podem ser usados para avaliar o projeto. Estes indicadores são as medidas específicas que serão usadas para monitorar um desempenho na gestão de métricas de sustentabilidade relevantes (VIRKUTYTE; VARMA, 2014).

Ainda, de acordo com Reddy e Adams (2015), os indicadores, os quais podem ser objetivos ou subjetivos, são aspectos mensuráveis (podem ser contados, compilados, analisados ou testados) das dimensões ambientais, econômicas ou sociais associadas às possíveis alternativas de remediação. Esta característica possibilita que o indicador possa ser estimado antecipadamente ou monitorado em tempo real, especificando como um determinado projeto de remediação e suas características de sustentabilidade podem contribuir positivamente ou negativamente para a saúde humana e o meio ambiente, ou seja, expressando o grau de sucesso.

2.3.2.1 Indicadores ambientais

Os indicadores ambientais pretendem demonstrar o estado ou o desenvolvimento de aspectos importantes do meio ambiente, podendo ser descrito como medida física, química, biológica ou socioeconômica que melhor representam os elementos-chave de

um ecossistema complexo ou um problema ambiental (ALFSEN et al., 1992; SAUNDERS et al., 1998). De acordo com Armon e Hänissen (2015), os indicadores ambientais são a primeira linha de advertência contra os perigos causados por seres humanos ou catástrofes naturais para prevenção de doenças e morte de organismos vivos.

O componente ambiental considera tecnologias, abordagens e projetos que reduzem os impactos ambientais de processo de remediação. Existem muitas ferramentas para selecionar métricas e concluir cálculos de impactos ambientais (ZWSA, 2013).

Conforme Reddy e Adams (2015) os indicadores ambientais podem incluir: Gases causadores do efeito estufa e outras emissões atmosféricas; contribuições para a mudança climática; Impactos ao solo e às águas superficiais ou subterrâneas; Utilização de recursos naturais brutos; Uso de materiais reciclados ou reutilizados; Produção global de resíduos; e Desvio de resíduos de/ou para instalações de aterro sanitário.

O SuRF-UK (CL: AIRE, 2010) traz em seu método de avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação de solos os seguintes indicadores ambientais: Impactos no ar (incluindo alterações climáticas); Impactos no solo; Impactos na água; Impactos na ecologia; Uso de recursos naturais e geração de resíduos; e Intrusividade.

Em um documento proposto pelo SuRF-Itália (RECONNET, 2015), os indicadores ambientais apresentados abrangem: Impactos no ar; Impactos no solo; Impactos no solo e ecossistema; Materiais e resíduos; Energia; e Intrusividade.

2.3.2.2 Indicadores econômicos

O componente econômico está focado em ações corretivas que reduzam os riscos no local e proporcionem benefícios econômicos, enquanto são adequadamente rentáveis. Os aspectos econômicos de tal avaliação incluem, mas não se limitam, ao capital do projeto e custos operacionais. A avaliação idealmente também deve incluir uma estimativa das possíveis mudanças no custo de obrigações futuras (por exemplo, exigências de garantia financeira ou questões de saúde dos funcionários, custos de relatórios, mudanças no valor da propriedade, valores de vizinhança associados, redução de penalidades regulatórias e conformidade entre custos e avaliações especiais) (ZWSA, 2013).

De acordo com ZWSA (2013), em resumo, os fatores econômicos típicos (e benefícios) que devem ser considerados na avaliação de métricas incluem: Custo de construção/implementação de tecnologia; Custos de operação e manutenção da

tecnologia; Alteração do valor dos recursos econômicos das terras; Alteração do valor dos recursos econômicos das águas subterrâneas afetadas pela fonte do solo; Cenários de custo variável para compensações de carbono; e Variação do custo de energia ao longo do ciclo de vida.

Reddy e Adams (2015) citam que os indicadores de sustentabilidade econômica que podem ser considerados para o projeto de remediação incluem o seguinte:

- Investimentos e criação direta e indireta de empregos na comunidade;
- Facilitar a aquisição de subsídios governamentais para o projeto e a comunidade como um todo;
- Geração de receita dentro da comunidade;
- Alcance de um grau de uso maior e melhor pela propriedade remediada;
- Possibilidade de *upzone* da propriedade e propriedades próximas devido à atividade de remediação.

2.3.2.3 Indicadores sociais

Os indicadores sociais têm a finalidade de demonstrarem o envolvimento da comunidade e a regeneração de um local para o benefício da comunidade. Não há uma ferramenta quantitativa conhecida para avaliar os benefícios para a comunidade da remediação sustentável, uma vez que os benefícios (além de econômicos) provavelmente variam de acordo com as várias partes interessadas dentro da comunidade, caso a caso (ZWSA, 2013). Os quadros estabelecidos e de esboço de estruturas de remediação sustentável fornecem os seguintes indicadores sociais com relação à avaliação de opções de remediação: impactos na saúde e segurança humanas; considerações éticas e de equidade; impactos nos bairros; envolvimento / satisfação da comunidade; conformidade com os objetivos e estratégias da política; e incerteza e evidência (GASKIN, 2008).

De acordo com Reddy et al., (2014), os aspectos de sustentabilidade social recebem pouca atenção. Polese e Stren (2000) oferecem uma definição mais complexa de sustentabilidade social:

"...desenvolvimento (e / ou crescimento) compatível com a evolução harmoniosa da sociedade civil, promovendo um ambiente propício à coabitação compatível de grupos culturalmente e socialmente diversos, ao mesmo tempo que incentivam a integração social, com melhorias na qualidade de vida para todos os segmentos da população ... "

Reddy e Adams (2015) citam que quando comparados com as dimensões ambientais e econômicas, os indicadores sociais não foram incorporados tão amplamente na avaliação da sustentabilidade, sendo que, de uma forma geral estão centrados nos impactos da atividade de remediação na sociedade como um todo, incluindo a preocupação com a qualidade de vida, a diversidade, a consciência cultural, e a coesão social e de harmonia. Alguns indicadores-chave da sustentabilidade social incluem o seguinte:

- Reforço da estética da comunidade;
- Melhoria das características de qualidade de vida, por meio de instalações recreativas e/ou transporte de qualidade, por exemplo;
- Participação do público na tomada de decisões;
- Oportunidades educacionais e de formação profissional;
- Melhoria da saúde física e mental e bem-estar dos membros da comunidade;
- Fortalecimento das instituições comunitárias existentes (organizações recreativas, fundações de caridade e casas de adoração, por exemplo);
- Integração entre grupos comunitários.

Os impactos nos vizinhos de uma área a ser remediada, como poeira, odor e ruído dos trabalhos podem ser maiores do que o impacto que resulta da presença de contaminantes. A escolha da abordagem de remediação realmente é importante. É essencial que os riscos gerais gerados pelos trabalhos de remediação e a contaminação sejam minimizados, e as partes interessadas não devem ver esses riscos como inaceitáveis. Curiosamente, em muitos casos, o risco decorrente de acidentes físicos pode ser maior do que o risco decorrente da contaminação, pois o risco decorrente de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas é geralmente limitado ou ausente (NICOLE, 2009).

2.3.3 Métricas

Para que os resultados das iniciativas de sustentabilidade sejam verificáveis, organizações e instituições devem usar métricas que avaliem aspectos de sustentabilidade. Para algumas organizações, empregar métricas específicas pode envolver a coleta de novos dados ou simplesmente compilar e examinar dados existentes de várias fontes. Essas métricas podem ser usadas para direcionar recursos para áreas

mais necessitadas de melhoria ou assistência, ou para medir o progresso em direção a objetivos declarados (SNOOK et al., 2010).

De acordo com Reddy e Adams (2015), as métricas são valores numéricos utilizados para mensurar os indicadores, permitindo que estes possam ser avaliados de forma objetiva e precisa em relação à sustentabilidade do projeto de remediação. As métricas podem ser usadas para determinar o grau de sucesso, desempenho e progresso que um projeto ou alternativa em particular pode realizar em relação às dimensões da sustentabilidade.

Reddy e Adams (2015) também citam que as métricas que podem ser usadas para avaliar a sustentabilidade da remediação são, no caso das dimensões ambientais e econômicas, formas de medição bastante simples e precisas, porém, assim como os indicadores, as métricas de sustentabilidade social ainda não foram tão amplamente definidas ou desenvolvidas.

As métricas são definidas como os principais impactos, resultados ou encargos que devem ser avaliados ou equilibrados para determinar as influências e impactos de uma ação corretiva. A magnitude ou a presença de uma métrica é a medida de um objetivo alcançado ou do progresso da consecução do objetivo. As métricas podem refletir qualquer um dos três aspectos da sustentabilidade (ou seja, ambiental, social ou econômico) ou uma combinação desses aspectos. Independentemente disso, as métricas selecionadas para uma avaliação de sustentabilidade devem representar os resultados mais críticos sustentáveis na perspectiva das principais partes interessadas (HOLLAND et al., 2011).

As métricas quantificam como a ação levará a uma maior proteção mensurável para a saúde pública e o meio ambiente, levando ao desenvolvimento de metas ou objetivos que oferecem reduções nos riscos e impactos insustentáveis (HADLEY et al., 2014).

As métricas de sustentabilidade são valores medidos para quantificar os impactos resultantes de indicadores específicos e são baseados em ferramentas desenvolvidas para determinar cada métrica para um estudo específico (por exemplo, análise de ciclo de vida) (REDDY et al., 2014). O Quadro 4 expõe as diferentes métricas de sustentabilidade utilizadas em projetos de remediação.

Quadro 4 - Métricas de sustentabilidade utilizadas em projetos de remediação

Modelo	Métrica
Tradicionais	Área remediada (m ² ou ft ²); Massa de contaminante removida e solo tratado (kg ou toneladas); Volume de solo ou água subterrânea tratada (ft ³ e galões ou m ³ e litros).
Complementares	Consumo de energia renovável ou total (kWh ou BTU); Consumo de água, potável ou recuperada (galões ou litros); Geração de resíduos (toneladas ou kg); Emissões atmosféricas (toneladas ou kg); Emissões de GEE (equivalente de gás carbônico - CO ₂ eq. ou kg); Uso de materiais reciclados (toneladas ou kg).
Base por unidade de massa ou volume	Energia por unidade de massa tratada (kWh kg ⁻¹); Água utilizada por unidade de massa de solo tratada (m ³ kg ⁻¹); Emissões de CO ₂ por unidade de solo tratada massa (toneladas kg ⁻¹).
Base por unidade monetária	Custo por unidade de área remediada (\$ m ⁻²); Custo por unidade de massa de contaminante tratada (\$ kg ⁻¹); Custo por unidade de massa de solo tratada (\$ kg ⁻¹).

Fonte: Adaptado de Reddy e Adams (2010 e 2015).

A seleção de métricas específicas, conforme Relatório Técnico elaborado pela *Florida International University* (FIU, 2014), varia de uma área para outra. As métricas mais comuns de serem avaliadas incluem: consumo de água doce; biodiversidade; uso de energia renovável; emissões de gases do efeito estufa; uso de materiais; impactos da comunidade; uso da terra; geração de resíduos; recursos culturais; emissões de carbono; custos capitais; e emprego.

De acordo com a USEPA (2012a) as métricas ambientais comumente avaliadas incluem emissões de gases de efeito estufa, óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre e partículas particuladas grosseiras, bem como a energia total e a água consumida.

2.3.4 Ferramentas

Quando os indicadores e as métricas para análise da sustentabilidade estiverem determinados, estes poderão ser formalmente avaliados de forma objetiva utilizando uma ferramenta de análise qualitativa relativamente simples de melhores práticas, semiquantitativa, ou quantitativa mais complexa de múltiplas métricas (REDDY e ADAMS, 2015).

Em virtude desta variedade de ferramentas existentes, segundo Pollard et al., (2004), a integração destas ferramentas se faz útil e necessária para a tomada de decisão. As ferramentas desenvolvidas, em sua maioria, combinam formas qualitativas e

quantitativas de avaliação da sustentabilidade dos projetos de remediação: análise de multicritérios e/ou sob várias perspectivas (JANIKOWSKI et al., 2000; AN et al., 2016); análise do ciclo de vida (DIAMOND et al., 1999; HOU et al., 2014a); e, análise de custo-benefício (SMITH; KERRISON, 2013; HARCLERODE et al., 2015b; SÖDERQVIST et al., 2015).

De forma geral, as ferramentas de avaliação da sustentabilidade podem ser aplicadas tanto aos solos quanto às águas freáticas, auxiliando diretamente na escolha da alternativa de remediação (BEAMES et al., 2014). Estas ferramentas podem variar de simples árvores ou planilhas de decisão, para avaliações completas do ciclo de vida (REDDY; ADAMS, 2015).

Nos últimos anos, o desenvolvimento de ferramentas de suporte à decisão evoluiu em uma direção mais sustentável. Várias destas ferramentas adicionaram a reivindicação não apenas para indicar alternativas de remediação efetivas, tecnicamente e economicamente viáveis, mas também para apontar as alternativas de remediação mais ou menos sustentáveis (HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

De acordo com este crescente interesse pela remediação sustentável, as ferramentas de apoio à decisão estão sendo desenvolvidas para oferecer suporte a especialistas em remediação, planejadores e, eventualmente, decisores políticos para selecionar a opção mais sustentável a partir de várias alternativas disponíveis. Algumas ferramentas até permitem avaliar uma opção proposta para o redesenho de uma área contaminada (BURSTEIN; HOLSAPPLE, 2008).

2.4 Análise de decisão multicritério

De acordo com Gomes et al., (2014), a análise multicritério é um enfoque utilizado como elemento central da análise de decisões, como tal incorpora informações sobre o problema, tendo como característica principal a análise de várias alternativas ou ações sob vários pontos de vista. Para fazer essa análise, os decisores frequentemente comparam alternativas presentes no processo decisório.

Os métodos multicritérios têm sido desenvolvidos para apoiar e conduzir decisores na avaliação de escolha de alternativas consideradas soluções para determinado problema. O resultado pretendido com a utilização dos métodos multicritérios pode ser identificado entre quatro tipos de problemáticas: procedimento de seleção ou escolha de

uma alternativa; classificação das alternativas; ordenação das alternativas; esclarecer a decisão por uma descrição (GOMES et al., 2014).

Para Vincke (1992), a vantagem da utilização de métodos multicritérios ocorre pelo fato de que não há, em geral, decisões que sejam simultaneamente ótimas sob todos os pontos de análise, fazendo com que ocorra desta forma, a seleção da melhor opção possível.

A diferença entre os métodos multicritérios de tomada de decisão e outros métodos se dá pelo fato de considerarem diversos aspectos e avaliarem as ações por meio de um conjunto de critérios, derivando de cada conjunto uma função matemática que serve para medir o desempenho de cada ação (ENSSLIN, 2001).

O processo de decisão está relacionado com o *background* do usuário da informação, tendo em vista que é preciso conhecer suficientemente bem sobre algo para entender e interpretar as mutações ocorridas em razão do processo gerencial de maneira a subsidiar o processo decisório (IUDÍCIBUS, 2004).

Os principais métodos multicritérios empregados são os seguintes: o MAUT (*Multi-Attribute Utility Theory*), de difícil aplicação prática, devido ao seu rigor quanto à fundamentação teórica, a Análise Hierárquica de Processo (*Analytic Hierarchy Process*, AHP) (SAATY, 1980; SAATY, 2001), de utilização largamente disseminada, Análise em Redes (*Analytic Network Process*, ANP) (SAATY, 2001), Abordagem de Decisão Nebulosa (LIANG; WANG, 1991), TOPSIS (*Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution*) proposto por Hwang e Yoon (1981). Além disso, neste contexto, diversos métodos de origem europeia, tais como, o MCDA (*Multi-Criteria Decision Aid*), dos quais se destacam o MIVES (*Integrated Value Model for Sustainable Evaluation*), ELECTRE (*Élimination et Choix Traduisant la Réalité*), o PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations*), MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*), proposto por Bana e Costa et al. (1994) e o GAIA (*Geometrical Analysis for Interactive Aid*) têm sido explorados por pesquisadores.

Cada um desses métodos envolve um diferente processo de modelagem, ou seja, uma representação simplificada da realidade, por meio da qual se procura identificar e destacar os elementos mais importantes à tomada de decisão (MARTINS, 2012).

2.4.1 Método do Processo Análítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP)

O método multicritério denominado Processo Análítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* – AHP) surgiu no final da década de 60 e foi desenvolvido pelo matemático Thomas L. Saaty, quando trabalhava para a Agência de Controle de Armas e Desarmamento do Departamento de Estado Americano (FORMAN; SELLY, 2002). Segundo os autores, foi devido à observação de Saaty sobre a dificuldade de comunicação entre os membros do governo americano que surgiu a motivação para desenvolver um método de apoio à tomada de decisão.

O método AHP é uma das ferramentas de apoio à tomada de decisão multicritério com maior número de aplicações práticas reportadas na literatura, particularmente em problemas envolvendo avaliações subjetivas (TORTORELLA; FOGLIATTO, 2008). Além disso, procura facilitar a comunicação com o usuário, podendo ainda ser classificado como um dos mais conhecidos e difundidos métodos multicritérios de apoio à decisão (VAIDYA; KUMAR, 2006).

Este método baseia-se no método newtoniano e cartesiano de pensar, que busca tratar a complexidade com a decomposição e divisão do problema em fatores, que podem ainda ser decompostos em novos fatores até ao nível mais baixo, claros e dimensionáveis e estabelecendo relações para depois sintetizar.

Segundo Costa (2006), o método está baseado em três princípios do pensamento analítico:

- Construção de hierarquias: o problema deve ser estruturado em níveis hierárquicos, como forma de buscar uma melhor compreensão e avaliação do mesmo, sendo parte fundamental do processo de raciocínio humano. No exercício desta atividade, identificam-se os elementos-chave para a tomada de decisão, agrupando-os em conjuntos afins, os quais são alocados em camadas específicas;
- Definição de prioridades: o ajuste das prioridades no AHP fundamenta-se na habilidade do ser humano de perceber o relacionamento entre objetos e situações observadas, comparando pares à luz de um determinado foco ou critério (julgamentos paritários);
- Consistência lógica: no AHP, é possível avaliar o modelo de priorização construído quanto a sua consistência.

Em suma, no método AHP, busca-se responder à seguinte problemática: dado um conjunto de m alternativas, separar estas em classes equivalentes e fornecer uma pré-

ordenação que exprima as posições relativas destas classes à luz de determinados critérios (ABREU; CAMPOS, 2007).

Para fazer as comparações par a par, é necessário utilizar uma escala de números que indica quantas vezes mais um elemento é importante ou predominante sobre o outro elemento em relação ao critério ou propriedade ao qual são comparados (SAATY, 2008).

A escala numérica de Saaty atribui números absolutos ordenados de 1 a 9 (somente ímpares), os quais são usados para designar o juízo de valor dos decisores, a partir de comparações pareadas. Primeiro para os critérios, e em seguida para a escala de critérios dos indicadores. O menor elemento designa a unidade e o maior indica um valor da escala com n múltiplos dessa unidade (ZAMPIERI, 2003).

Além de o método AHP permitir a resolução de problemas com critérios conflitantes, uma das vantagens apontadas por Gomes (2009) se deve ao fato de o método permitir a participação de diversas pessoas em decisões envolvem diversos atores, diversos critérios e múltiplas alternativas e consequências.

Por fim, a utilização do método AHP é também indicada pelo fato de mensurar critérios tangíveis com intangíveis, por meio de uma escala de razão, podendo o problema ser dividido em diversas partes, relacionando-as e conectando os juízos de comparação com o objetivo final da aplicação (VARGAS, 1990).

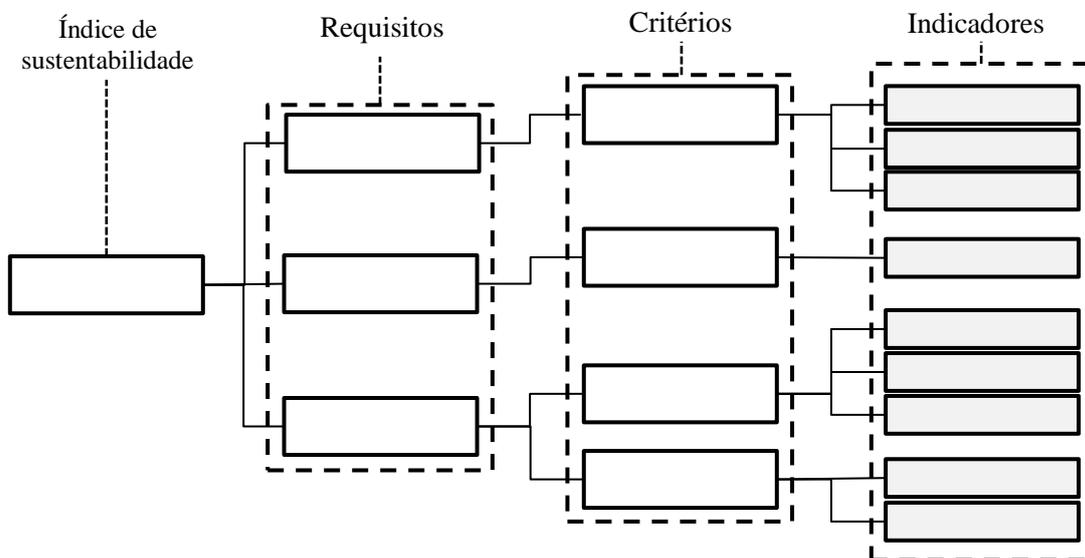
2.4.2 Modelo de Valor Integrado para Avaliação Sustentável (*Integrated Value Model for Sustainable Evaluation - MIVES*)

O Modelo de Valor Integrado para Avaliação Sustentável (*Integrated Value Model for Sustainable Evaluation - MIVES*) é uma metodologia de tomada de decisão que combina os conceitos de análise multicritério e Engenharia do Valor, que permite avaliar os três pilares da sustentabilidade (econômico, ambiental e social). O MIVES inclui o conceito de função valor, a qual padroniza cada indicador dentro de critérios diferentes e possui unidades diferentes para serem comparadas com a mesma escala. Originalmente o MIVES foi desenvolvido para a avaliação da sustentabilidade na construção (LOMBERA e ROJO, 2010; AGUADO et al., 2011; PONS e AGUADO, 2012). No entanto, a metodologia MIVES foi aplicada para a tomada de decisões em muitos campos diferentes, incluindo a seleção de pavimentos permeáveis urbanos (JATO-ESPINO et al., 2014), prioridades de investimento para o gerenciamento de estruturas hidráulicas (PARDO-BOSCH E AGUADO, 2015), avaliação, priorização e seleção de projetos de

investimento público (PUJADAS et al., 2017), reabilitação de sítios do patrimônio (PINERO et al., 2017), escolha de locais temporários ideais para locais de habitação (HOSSEINI et al., 2018), avaliação de sustentabilidade global e local de sistemas de transporte em áreas urbanas (OSES et al., 2017) e avaliação de sustentabilidade da agricultura urbana em cidades compactas (NADAL et al., 2018).

A árvore de requisitos (Figura 5) é um diagrama hierárquico no qual as várias características do produto ou processos a serem avaliados são organizadas, normalmente em três níveis: indicadores, critérios e requisitos. No nível final, os requisitos específicos são definidos e os níveis anteriores (critérios e indicadores) são incluídos para desagregar os requisitos; permitindo assim: (1) ter uma visão global do problema; (2) organizar as idéias; e (3) facilitar a compreensão do modelo para qualquer parte interessada envolvida no processo de decisão.

Figura 5 - Diagrama hierárquico do método MIVES



Fonte: Adaptada de Pons et al. (2016).

A incorporação do MIVES permite agregar homogeneidade a diferentes indicadores que possuem diferentes unidades de medida (economia é medida em US \$; impacto ambiental é medido em CO₂ kg, por exemplo). Uma avaliação confiável requer um modelo de avaliação relevante, com uma árvore de requisitos adequada, com um número equilibrado de indicadores (ALWAER; CLEMENTS-CROOME, 2010).

A avaliação do índice de sustentabilidade usando o método MIVES deve ser realizada seguindo estes passos, conforme exposto por Pons et al. (2016): (S1) definição do problema a ser resolvido e as decisões a serem tomadas; (S2) produção de um diagrama

básico do modelo de decisão, estabelecendo todos os aspectos que farão parte de uma árvore de requisitos e que podem incluir variáveis qualitativas e quantitativas; (S3) estabelecimento das funções valor para converter as variáveis qualitativas e quantitativas em um conjunto de variáveis com as mesmas unidades e escalas; (S4) definição da importância ou peso relativo de cada um dos aspectos a serem considerados na avaliação; (S5) definição de projetos alternativos que podem ser considerados para resolver o problema previamente identificado; (S6) avaliação das alternativas usando o modelo previamente criado; e (S7) tomada de decisão e escolha da alternativa mais apropriada.

Uma característica importante do MIVES é que a abordagem de todo o modelo de avaliação (produção do diagrama básico do modelo de decisão, criação de funções de valor e atribuição de pesos) é anterior à criação e avaliação de alternativas. Dessa forma, as decisões são tomadas no início, quando são definidos os aspectos que serão levados em consideração e como serão avaliados. A vantagem dessa abordagem é que a tomada de decisão é realizada sem nenhuma influência nas avaliações das alternativas, impedindo que qualquer tipo de subjetividade ocorra contra qualquer uma delas (ORBEGOZO, 2017).

No escopo do MIVES, é apresentada uma proposta para a realização de uma função valor genérica, que pode ser adaptada de diferentes maneiras modificando alguns parâmetros. Essa modificação de parâmetros leva em conta o tipo de resposta procurada para cada indicador. A Equação 1 mostra a função valor genérica (ALARCON et al., 2011).

$$V_i = A + \frac{1}{B} \times \left[1 - e^{-K_i \times \left(\frac{|X_{alt} - X_{min}|}{C_i} \right)^{P_i}} \right] \quad (1)$$

Onde:

V_i é a função valor;

C_i é o valor da abcissa em que o ponto de inflexão é produzido nas curvas com $P_i > 1$;

X_{min} é o ponto de referência mínimo na escala do indicador em consideração. A resposta ao valor do indicador de X_{min} irá gerar um valor igual a 0;

X_{max} é o ponto de referência máximo na escala do indicador em consideração. A resposta ao valor do indicador de X_{max} irá gerar um valor igual a 1;

$Xalt$ é a resposta para a variável alternativa referente ao indicador considerado, algo entre os valores $Xmin$ e $Xmax$. A resposta ao indicador gerará um valor igual a $Vi(Xalt)$;

Pi é um fator de forma que define se a curva é côncava, convexa, reta ou em forma de S; onde curvas côncavas são obtidas para valores de $Pi < 1$, curvas convexas ou em forma de S se $Pi > 1$ e linhas retas se $Pi \approx 1$;

Di define o valor da abcissa onde o ponto de inflexão é produzido em curvas com $Pi > 1$;

Ki define o valor das ordenadas para o ponto Ci ;

A é o valor da resposta $Xmin$, onde $A = 0$ ou $A = 1$ (geralmente $A = 0$);

B é um fator que mantém a função valor no intervalo (0 - 1) e a melhor resposta com um valor igual a 1. Esse fator é definido pela Equação 2.

$$B = \frac{1}{1 - e^{-K_i \times \left(\frac{|X_{max} - X_{min}|}{C_i} \right)^{P_i}}} \quad (2)$$

A forma geral de uma função valor é definida como uma função de cinco parâmetros: Ki , Ci , $Xmax$, $Xmin$ e Pi . O Quadro 5 apresenta alguns valores característicos dos parâmetros Pi , Ci e Ki para a construção de diferentes tipos de função valor, porém, este é apenas um guia aproximado, já que os parâmetros podem variar de acordo com as preferências do tomador de decisão.

Quadro 5 - Valores típicos de Ci , Ki e Pi

Função crescente			
Função	Ci	Ki	Pi
Linear	$C \approx Xmin$	≈ 0	≈ 1
Convexa	$Xmin + ((Xmax - Xmin) / 2) < C < Xmin$	$< 0,5$	> 1
Côncava	$Xmin < C < Xmin + ((Xmax + Xmin) / 2)$	$> 0,5$	< 1
Formato de S	$Xmin + ((Xmax - Xmin) / 5) < C < Xmin + (Xmax - Xmin) * (4 / 5)$	0,2/0,8	> 1
Função decrescente			
Função	Ci	Ki	Pi
Linear	$C \approx Xmin$	≈ 0	≈ 1

Convexa	$X_{max} < C < X_{max} + ((X_{min} - X_{max}) / 2)$	< 0,5	> 1
Côncava	$X_{min} - ((X_{min} - X_{max}) / 2) < C < X_{min}$	> 0,5	< 1
Formato de S	$X_{max} - (X_{max} - X_{min}) * (4 / 5) < C < X_{max} - ((X_{max} - X_{min}) / 5)$	0,2/0,8	> 1

Fonte: Adaptado de Alarcon et al. (2011)

2.5 Avaliação do ciclo de vida

A Avaliação do ciclo de vida (ACV) foi desenvolvida a partir da década de 60, tendo como foco uma análise dos impactos ambientais de produtos, principalmente no contexto comparativo de materiais. Guinée et al. (2011), consideram a fase das décadas de 70 a 90 como o período de concepção da ACV, quando diferentes abordagens e terminologias foram usadas com resultados conflitantes, o que acabou limitando temporariamente a aplicação da metodologia de ACV.

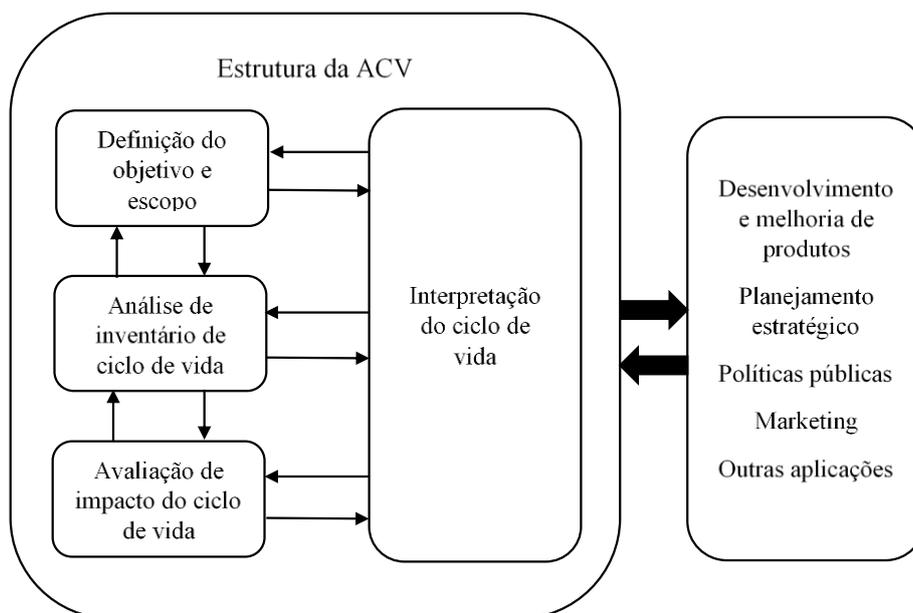
A ACV é uma ferramenta de apoio à decisão amplamente usada para avaliações ambientais. É um método quantitativo que visa comparar os impactos ambientais relacionados ao cumprimento de uma função ou serviço definido. A ACV agrega os impactos que ocorrem em todas as etapas do ciclo de vida do serviço comparado, desde a extração de matéria-prima até a produção, uso e disposição final (ISO, 2006a; USEPA, 2006).

A ACV tem sido o tipo dominante de ferramenta de avaliação da sustentabilidade ambiental na literatura publicada (LEMMING et al. 2010; HOU et al. 2014b). Isso pode ser devido a várias razões: (1) A ACV pode quantificar efeitos adversos secundários que são frequentemente negligenciados na tomada de decisão tradicional; (2) A ACV avalia os efeitos ambientais através das fronteiras geográficas e ao longo da escala de tempo entre gerações para evitar a mudança de problemas de um lugar para outro ou de uma geração para a próxima; (3) A ACV inclui uma ampla gama de categorias de impacto; e (4) A ACV é um método estabelecido com padrões internacionais e ferramentas profissionais (HOU; LI, 2018).

A série de normas ISO 14.040 referem-se aos documentos da ACV, ao longo de toda a análise. Para desenvolver a ACV, amparados pela norma ISO 14.040 existem quatro etapas descritas como: I – Definição do Objetivo e Escopo do Estudo: conceito clássico “do berço ao túmulo”, ou seja, todas as fases pelas quais o produto passa durante sua vida; II – Análise do Inventário: O termo “Inventário do Ciclo de Vida (ICV)” de um

produto refere-se à coleta de dados em si, e aos procedimentos de cálculo a serem utilizados no processamento desses dados; III – Avaliação dos Impactos Ambientais: a análise de impactos ambientais prevê e quantifica os efeitos ambientais das entradas e saídas do inventário; IV – Interpretação dos Resultados: a avaliação é realizada após o término do trabalho e antes da elaboração do relatório final. A Figura 6 demonstra a representação esquemática de uma ACV, segundo a ISO (2006a).

Figura 6 - Representação esquemática da ACV



Fonte: Adaptada de ISO (2006a).

A primeira fase (definição do objetivo e escopo) define a finalidade, os objetivos, a unidade funcional e os limites do sistema. A segunda fase (análise de ICV) consiste em coletar todos os dados relativos a entradas, processos, emissões, etc, de todo o ciclo de vida. Na terceira fase (avaliação de impacto de ciclo de vida), os impactos ambientais e os recursos de entrada são quantificados com base na análise de inventário. Na última fase (interpretação do ciclo de vida) é realizada a interpretação dos resultados calculados, a partir da fase de avaliação de impacto, e a recomendação de medidas de melhorias, conforme necessidades (CHAU et al., 2015).

A fase de avaliação de impacto avalia os possíveis impactos ambientais e estima os recursos utilizados no sistema modelado, consistindo em três elementos obrigatórios: seleção de categorias de impacto, atribuição de resultados do inventário de ciclo de vida (classificação) e modelagem de indicadores de categoria (caracterização) (ISO, 2006a, b).

A classificação dos resultados do ICV envolve a atribuição de emissões, resíduos e recursos utilizados nas categorias de impacto escolhidas. Os resultados do ICV convertidos são agregados em um resultado de indicador, que é o resultado final da parte obrigatória de uma ACV. Em termos gerais, duas abordagens de caracterização podem ser aplicadas para quantificar os impactos ambientais - a abordagem orientada a problemas (*mid-point*) e orientada a danos (*endpoints*) (ORTIZ et al., 2009).

Sob a ótica da abordagem *mid-point*, os impactos são classificados em temas ambientais, como potencial de aquecimento global, potencial de acidificação e potencial de depleção de ozônio. Esse tipo de método gera uma imagem mais completa dos impactos ecológicos, mas requer um bom conhecimento da ACV para interpretar os resultados. Por outro lado, sob a abordagem *endpoint*, os impactos são agrupados em questões gerais de preocupação, como saúde humana, ambiente natural e recursos, que eventualmente podem ser calculados em uma única pontuação - que é mais fácil de entender, mas tende a ser menos transparente (ELDH; JOHANSSON, 2006; BLENGINI; DI CARLO, 2010). Pelo contrário, menos premissas de modelagem são necessárias para a abordagem *mid-point*, além de poder refletir um nível mais alto de consenso social e fornecer resultados mais abrangentes do que a cobertura do modelo para a abordagem *endpoint* (BARE; GLORIA, 2008).

Normalização, agrupamento, ponderação e análise adicional da qualidade dos dados são etapas opcionais (ISO, 2006b). A normalização corresponde à quantificação da magnitude dos impactos por meio do uso de unidades comuns e formulações. O agrupamento também é uma etapa da avaliação de impacto, na qual as categorias de impacto são agregadas em um ou mais conjuntos. A ponderação é o processo de converter os resultados dos indicadores de diferentes categorias de impacto em questões globais mais preocupantes ou como uma pontuação única, usando fatores numéricos baseados em escolhas de valor, que podem ser baseados em metas de política, monetização ou ponderação de painel (FINNVEDEN et al., 2002; ISO, 2006b; BUYLE et al., 2013; AHLROTH, 2014).

A interpretação do ciclo de vida, última etapa da ACV, corresponde à fase de avaliação do ciclo de vida, no qual os resultados da análise de inventário e avaliação de impacto são julgados de acordo com o objetivo e escopo definidos (ISO, 2006). Os resultados a serem interpretados devem ser consistentes com o objetivo e escopo definidos no início do estudo. As interpretações devem levar a conclusões, explicitar limitações que podem tornar os objetivos iniciais inalcançáveis, identificar as principais

fases do ciclo de vida que contribuem para os impactos ambientais e fornecer recomendações finais (LUZ, 2011; JIJAKLI et al., 2012; PIERAGOSTINI, MUSSAT, e AGUIRRE, 2012).

2.5.2 Métodos de avaliação de impacto no ciclo de vida

Vários métodos de avaliação de impacto têm sido desenvolvidos e aplicados em estudos de ACV. Estes métodos estão integrados nos programas computacionais de ACV normalmente utilizados como suporte para estudos de ACV (PIZZOL et al., 2011). De acordo com Mendes (2013), os métodos para avaliação de impacto no ciclo de vida são majoritariamente desenvolvidos na Europa, como pode ser visto no Quadro 6, e suas aplicações são factíveis em todo o mundo. Entretanto, não é possível afirmar que os procedimentos e parâmetros utilizados nos cálculos dos fatores de caracterização de cada método são capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais em todas as regiões do mundo.

Quadro 6 - Métodos para avaliação de impacto no ciclo de vida

Método	Responsável pelo desenvolvimento	País de origem
CML 2002	CML	Holanda
Eco-indicador 99	PRé	Holanda
EDIP97 – EDIP2003	DTU	Dinamarca
EPS 2000	IVL	Suécia
Impact 2002+	EPFL	Suíça
LIME	AIST	Japão
LUCAS	CIRAIG	Canadá
ReCiPe	RUN + PRé + CML + RIVM	Holanda
Swiss Ecoscarcity	E2 + SEU-services	Suíça
TRACI	USEPA	Estados Unidos
MEEuP	VhK	Holanda
IMPACT World +	Grupos de pesquisa de diversos países	Canadá, Estados Unidos, Suíça, Dinamarca e França

Fonte: Adaptado de Piekarski et al. (2012); Mendes et al. (2016).

Os métodos se diferenciam por questões relacionadas ao país de origem, local de aplicação, a forma de abordagem dos indicadores, sendo que alguns métodos consideram os indicadores de *mid-point* (CML-2, EDIP e TRACI), enquanto que outros baseiam-se nos impactos de *endpoint* (Eco-indicador 99 e EPS), e ainda há aqueles que consideram

ambos indicadores (Impact 2002+ e Recipe). A escolha do método de avaliação é feita tomando-se como base a análise das questões ambientais relevantes para o ciclo de vida do produto estudado (SILVA, 2012). De acordo com Zhou et al. (2011), não há informações claras ou até mesmo orientações para a escolha de métodos adequados para a avaliação de impactos de ciclo de vida.

As bases de dados fazem parte de banco de dados de apoio à ferramenta ACV, sendo que um banco de dados é constituído por diversas bases de dados, as quais contém informações ambientais sobre a produção de bens e disponibilidade de recursos. Esses bancos de dados estão inseridos nos programas computacionais (que podem conter vários bancos de dados) que auxiliam a ACV, sendo constituídos a partir de ICV de elementos comuns a vários ciclos de vida como materiais (metálicos, cerâmicos, vidros provenientes de fontes renovável ou não renovável, etc.), energia (térmica, elétrica, biomassa, etc.), transporte (rodoviário, ferroviário, etc. e tipo de combustível (gasolina, diesel, etc.) (CAMPOLINA et al., 2015).

2.5.1 Programas computacionais para ACV

Foi desenvolvida uma variedade de programas computacionais para auxiliar nos estudos de ACV, com o objetivo de facilitar a realização dos cálculos de balanço de massa e energia, realizar comparações entre ciclo de vida de produtos, analisar o fluxo de materiais e energia e, principalmente, realizar análise de impactos ambientais e interpretação dos resultados (CAMPOLINA et al., 2015). Muitos são os programas computacionais disponíveis para apoiar a ACV, sendo os principais apresentados no Quadro 7.

Quadro 7 - Programas computacionais de apoio a ACV

Nome	País de origem
BEES 3.0	Estados Unidos
ECO-it 1.3	Holanda
Gabi	Alemanha
GREET 1.7	Estados Unidos
IDEMAT 2005	Holanda
KCL-ECO 4.0	Finlândia
LCAPIX	Estados Unidos
Regis	Suíça
SimaPro 9	Holanda
SPOLD Data Exchang and Software	Dinamarca

Nome	País de origem
Umberto	Alemanha
LCAiT	Suécia
OpenLCA	Alemanha
Software Sustainable Minds	Estados Unidos
EIME v5	França
eBalance	China
SolidWorks Sustainability	Estados Unidos

Fonte: Adaptado de Curran (2006); Silva (2012); Campolina (2015); Ecoinvent (2020).

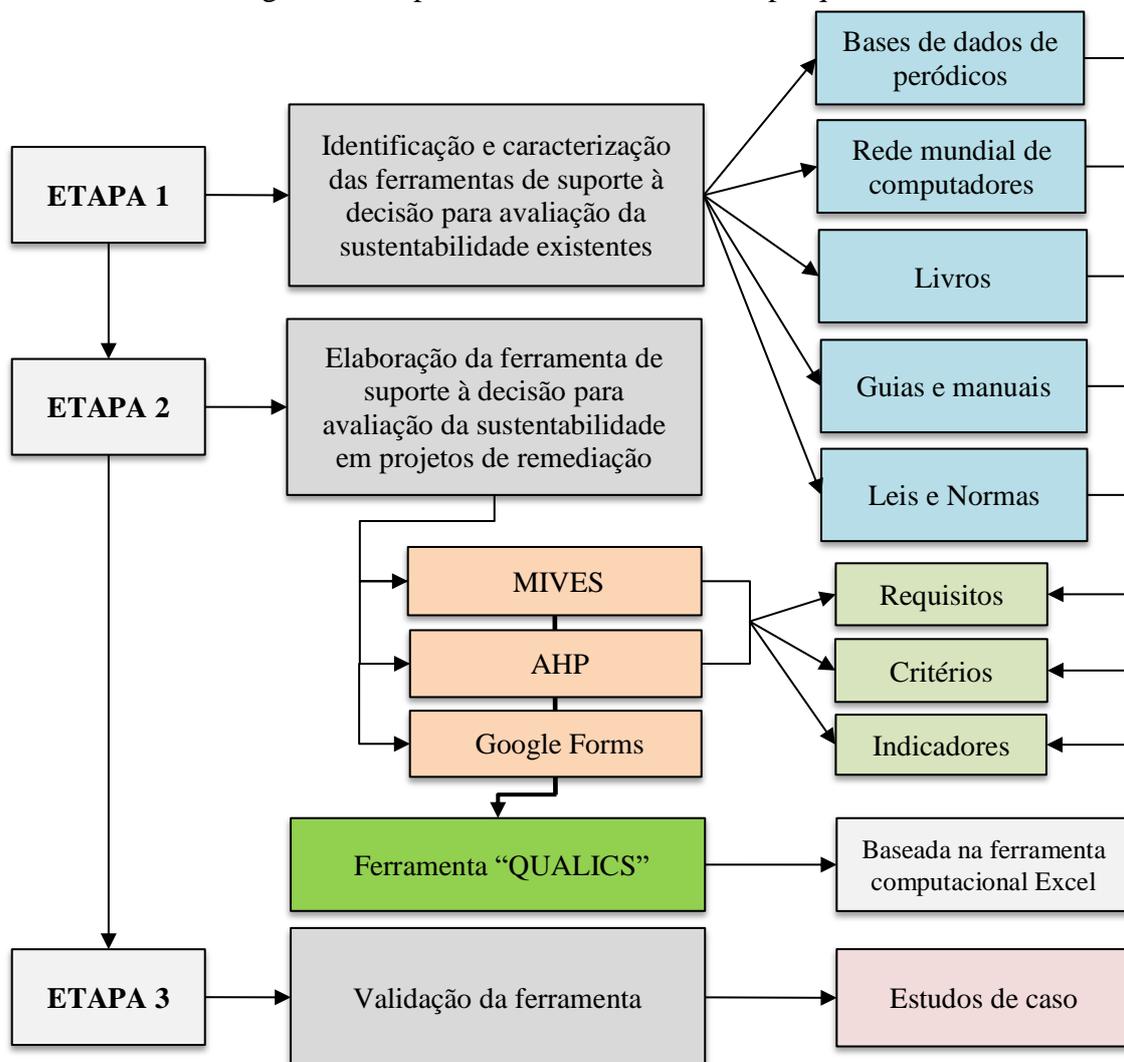
Os dois programas computacionais mais usados globalmente para estudos de ACV são o SimaPro e o Gabi, os quais em geral geram resultados similares, mas existem casos em que podem gerar resultados diferentes, o que mostra que a escolha do programa computacional pode influenciar no resultado final do estudo (HERRMANN; MOLTESEN, 2015). Segundo Speck et al. (2015), há evidências de que a escolha do programa computacional utilizado para análises ambientais pode influenciar nas decisões a serem tomadas.

3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

O procedimento metodológico foi desenvolvido em uma estrutura de etapas e fases atendendo à sequência apresentada nos objetivos específicos. Na Figura 7 apresenta-se o fluxograma detalhado das etapas da pesquisa.

A primeira etapa consistiu-se na identificação e caracterização de ferramentas de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade das opções de remediação de áreas contaminadas. A segunda etapa contemplou a elaboração de uma ferramenta para avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação. A terceira e última etapa da pesquisa correspondeu à validação da ferramenta proposta.

Figura 7 - Etapas de desenvolvimento da pesquisa



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na sequência é apresentada a descrição de cada etapa desenvolvida na pesquisa, conforme estrutura do fluxograma da Figura 7.

3.1 Identificação das ferramentas de suporte à decisão no cenário nacional e internacional

As ferramentas de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade das opções de remediação de áreas contaminadas foram identificados por meio de uma revisão sistemática nas bases de dados de periódicos científicos, como por exemplo, *Scopus*, *ISI Web of Science*, *Science Direct* e *Google Scholar*, além de páginas da rede mundial de computadores, livros, guias, manuais, leis e normas. A revisão bibliográfica sistemática é reconhecida por ser metódica, transparente e ser replicável, conforme argumentam Cook et al. (1997) e Cooper (1998). De acordo com Levy e Ellis (2006), a revisão bibliográfica sistemática é o processo de mapear, coletar, conhecer, compreender, analisar e sintetizar um conjunto de trabalhos científicos publicados com o propósito de criar um embasamento teórico-científico sobre um determinado tópico ou assunto pesquisado. Para Mulrow (1994), o uso de procedimentos sistemáticos aumenta a confiabilidade e acuracidade das conclusões e resultados do estudo.

A revisão sistemática contemplou a inserção de palavras-chave relacionadas com a temática do estudo, sendo que as palavras-chave foram pesquisadas tanto na língua portuguesa quanto na língua inglesa, abordando assuntos tais como: métodos/metodologias de avaliação da sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas (*methods/methodologies for assessing sustainability in the remediation of contaminated sites*); ferramentas de avaliação da remediação sustentável (*tools for sustainable remediation assessment*); quadros/estruturas de remediação sustentável (*sustainable remediation frameworks*); ferramentas de apoio à decisão para avaliação da sustentabilidade (*decision support tools for sustainability assessment*); e uma combinação dos termos. Ao encontrar uma ferramenta, este/esta foi descrito (a) quanto a sua origem e estrutura.

3.2 Elaboração da ferramenta de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação

A partir da identificação e análise das ferramentas de suporte à tomada de decisão existentes, somada ao estado da arte da remediação sustentável, foi possível a identificação das principais lacunas e carências existentes no que diz respeito a avaliação

da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas. Levando em consideração as informações obtidas e as carências das ferramentas existentes, foi realizada a etapa de estruturação da ferramenta, devendo a mesma ser estruturada de forma a contemplar os seguintes fatores: (1) ser uma ferramenta quantitativa; (2) capaz de integrar os aspectos ambientais, econômicas e sociais; (3) possibilidade de escolha/seleção dos critérios e indicadores que melhor se adaptem as características da área contaminada e seu entorno; (4) possibilidade de participação das partes interessadas.

A avaliação da sustentabilidade é complexa, devido ao grande número de fatores a ela relacionados e que contribuem com diretamente para o resultado final. Para elaboração de uma ferramenta que permitisse a realização de um estudo completo, tentando abranger todas as variáveis possíveis, foi proposta uma avaliação estruturada de maneira hierárquica. Dessa forma, é possível ordenar e agrupar todos os fatores possíveis relacionados à sustentabilidade em diferentes níveis e, uma vez organizado esse conjunto, é necessário tentar selecionar os que são mais representativos, a fim de reduzir a complexidade do cálculo associado à manipulação de muitas informações.

Assumindo os quatro fatores acima expostos, definiu-se pela combinação de dois métodos de decisão multicritério para a formatação da ferramenta proposta: o Modelo de Valor Integrado para Avaliação Sustentável (*Integrated Value Model for Sustainable Evaluation* - MIVES) (San-José e Garrucho, 2010) e o Processo Hierárquico Analítico (*Analytical Hierarchical Process* - AHP) (Saaty, 2008). O uso de ambos, como ferramentas de auxílio à tomada de decisão, visa tornar o processo decisório mais eficaz e claro, pois assim, as decisões não serão tomadas de maneira subjetiva e, sim, serão tratadas de forma matemática, minimizando os erros agregados. O AHP é um método com expressiva utilização em diferentes campos, conforme apresentado no item 2.4.1 da revisão bibliográfica. O MIVES já teve a sua eficiência comprovada em diferentes áreas de pesquisa, conforme exposto no item 2.4.2 da revisão bibliográfica.

A utilização da ferramenta proposta parte do princípio de que já se tenha a confirmação da contaminação da área, ou seja, a partir da fase de seleção da alternativa de remediação a ser implementada na área contaminada.

3.2.1 Estruturação do MIVES na ferramenta proposta

A estruturação do MIVES estabelece um sistema hierárquico, composto por três níveis de ação. No primeiro nível são definidas áreas comuns, chamadas de “requisitos”,

capazes de agrupar os elementos de avaliação por uma característica comum. Ou seja, os impactos ambientais, econômicos e sociais gerados pela alternativa de remediação ao longo das diferentes fases de seu ciclo de vida são agrupados como uma exigência ambiental, econômica e social. Em um segundo nível estabelecido dentro de cada grupo, é necessário definir os chamados “critérios”, que correspondem às características que devem ser comparadas para avaliar a sustentabilidade. A avaliação dos critérios é realizada por meio de outros elementos de nível inferior, denominados “indicadores”, que permitem quantificar numericamente os critérios.

Dessa forma, para o procedimento de avaliação foi definida uma série de requisitos específicos, sendo que em cada um deles foi definido um conjunto de critérios ou elementos de avaliação desses requisitos, os quais exigem indicadores para sua quantificação.

3.2.1.1 Definição dos elementos de avaliação

Os “requisitos” são essencialmente a base da avaliação de sustentabilidade em uma perspectiva mais ampla. Assim, as dimensões ambiental, econômica e social foram consideradas como os três principais elementos no nível de exigência. Isso é seguido pelo estabelecimento de diferentes critérios em cada uma das três dimensões ou níveis de exigência.

Os "critérios" foram definidos como os elementos que estão abrangidos por um determinado requisito e que servirão de estrutura para a comparação entre diferentes alternativas, a fim de verificar quais são eles. Um critério é, portanto, um fator de avaliação de um determinado requisito.

Os "indicadores" são concebidos como os elementos que permitem quantificar os critérios e, portanto, atribuir um valor numérico a eles. Um critério pode ser condicionado por diferentes parâmetros mensuráveis, ou indicadores.

A identificação e seleção dos critérios e dos indicadores ambientais, econômicos e sociais foram realizadas por meio de uma revisão sistemática nas bases de dados de periódicos científicos, como por exemplo, *Scopus*, *ISI Web of Science*, *Science Direct* e *Google Scholar*, além de páginas da rede mundial de computadores, livros, guias, manuais, leis e normas. A seleção dos critérios e dos indicadores foi realizada com base no proposto por Reyes et al. (2014), devendo cada critério e indicador ser:

- Quantificável: deve ser numericamente mensurável;

- Exato: deve conter o mínimo de incerteza e ser claramente descrito, focando em um aspecto específico;
- Rastreável / auditável: o monitoramento das etapas realizadas para chegar às medições deve ser suficiente para garantir a comparabilidade dos dados no futuro;
- Cientificamente válido: deve ser baseado em um sólido conhecimento científico do sistema que é descrito, e seus atributos e significados devem ser bem fundamentados;
- Clareza: deve ser simples e direto; seu significado deve ser de fácil entendimento, mesmo para não especialistas que possam usá-lo;
- Custo eficiente: deve ser econômico em termos de coleta de dados e uso.

A partir disso, optou-se pela seleção de critérios ambientais levando em consideração os principais elementos da remediação verde, conforme definido pela USEPA (2008) e pelo SuRF-UK (SuRF-UK, 2011). Os indicadores ambientais foram selecionados a partir das categorias de impacto ambiental usadas nas metodologias de avaliação de impacto no ciclo de vida (ReCiPe e TRACI) e nas ferramentas quantitativas de avaliação de sustentabilidade ambiental denominadas de Planilhas para Análise da Pegada Ambiental (*Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis* - SEFA) (USEPA, 2012b) e SiteWise (US NAVY, 2013)

Os critérios econômicos foram definidos como os custos diretos e indiretos associados a um projeto de remediação. Os custos diretos podem incluir custos de materiais, equipamentos, mão-de-obra, transporte de materiais de construção, uso de equipamentos e tratamento e / ou descarte de resíduos, enquanto os custos indiretos incluem custo social de emissões / impactos atmosféricos e custos administrativos, entre outros. Vários outros custos não contabilizados geralmente incorridos nos projetos de remediação também podem ser incorporados sob custos indiretos com base em informações específicas do local.

Os critérios de sustentabilidade social para a ferramenta proposta foram baseados em quatro domínios sociais diferentes: Socioindividual, Sociocomunitário, Socioeconômico e Socioambiental. Essa categorização foi proposta por Reddy et al. (2014), que inclui e contempla aspectos individuais e comunitários em questões sociais, bem como abrange os aspectos econômicos e ambientais em nível social, permitindo uma seleção mais ampla e holística dos indicadores de sustentabilidade social. O número de

indicadores de sustentabilidade social e os próprios indicadores de sustentabilidade social podem diferir com base no problema e nas condições específicas do local.

3.2.1.2 Definição dos valores dos indicadores

Os valores dos indicadores ambientais foram obtidos através da avaliação dos impactos ambientais de cada opção de remediação analisada. Essa avaliação pode ser realizada utilizando as ferramentas quantitativas de avaliação de impacto ambiental (por exemplo, Avaliação do Ciclo de Vida, SEFA, SiteWise), ficando a critério do pesquisador e/ou tomador de decisão escolher a ferramenta desejada.

Os valores dos indicadores econômicos foram determinados a partir da avaliação dos custos diretos e indiretos envolvidos na execução do projeto e são expressos em dólares americanos.

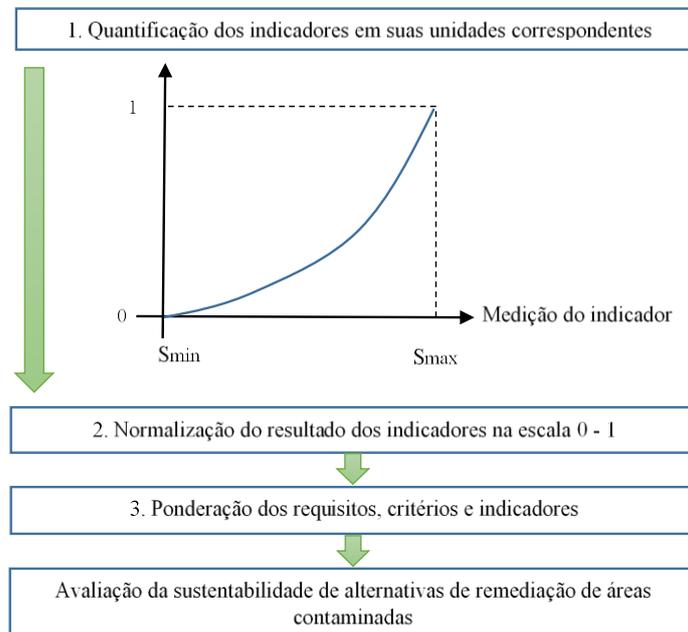
Os indicadores sociais são semi-quantitativos e, portanto, são de natureza subjetiva, o que dificulta a quantificação confiável dos impactos sociais. Assim sendo, a quantificação dos impactos sociais foi realizada enviando uma pesquisa on-line a especialistas, profissionais e professores na área de remediação ambiental. A pesquisa foi enviada aos respondentes, juntamente com uma explicação sobre a área a ser remediada e as opções de remediação selecionadas para avaliação. Cada opção de remediação é classificada em uma escala, sendo que a escala pode variar de acordo com o número de opções de remediação selecionadas para análise. Por exemplo, se forem selecionadas quatro alternativas de remediação, a escala irá variar de 1 a 4 (1 sendo a melhor pontuação e 4 a pior pontuação) para cada indicador que melhor descreve os impactos da atividade de remediação nos níveis individual, comunitário, econômico e ambiental. Após a classificação dos indicadores (escala de 1 a 4), uma pontuação final é gerada com base na pontuação média dos entrevistados. Para obter uma pontuação total para cada opção alternativa de remediação, as pontuações são somadas. A pontuação pode ser ajustada de acordo com o número de alternativas de remediação sendo analisadas e a escolha da pontuação fica a critério do avaliador.

3.2.1.3 Definição da função valor

O principal objetivo da função valor é permitir a comparação dos indicadores com diferentes unidades de medida. A função valor transforma uma variável quantificável em

uma variável adimensional, em uma escala de 0 - 1, em que 0 reflete a satisfação mínima (S_{min}) e 1 reflete a satisfação máxima (S_{max}) (Alarcon et al., 2011). Essa etapa é chamada de processo de normalização, conforme representado na Figura 8.

Figura 8 - Etapas do sistema de avaliação dos indicadores



Fonte: Elaborada pelo Autor.

O processo de padronização de critérios pode ser abordado de várias maneiras diferentes, dependendo do tipo de indicador que está sendo avaliado. Dessa forma, existem indicadores que podem seguir uma resposta contínua, por meio de uma função valor, o que ocorre principalmente nos indicadores que são mais facilmente quantificáveis ou mensuráveis, por unidades como custo em US \$ ou emissões em kg de CO₂, por exemplo. Em outros casos, há a ocorrência de indicadores de resposta discreta, os quais tem sua avaliação realizada através da consecução de um conjunto de objetivos.

Na ferramenta proposta, a função valor segue uma tendência logarítmica dada pela Equação 3 abaixo.

$$V_i = \frac{\ln\left(\frac{X}{X_{max}}\right)}{\ln\left(\frac{X_{min}}{X_{max}}\right)} \quad (3)$$

Onde:

V_i é a função valor;

X é o valor obtido para um indicador específico;

X_{max} é o valor máximo do indicador específico obtido entre todas as alternativas avaliadas;

X_{min} é o valor mínimo do indicador específico obtido entre todas as alternativas avaliadas.

3.2.1.3 Determinação do índice de sustentabilidade

Para obter o índice de sustentabilidade (V_{final}), é necessário calcular o valor do critério (V_{cr}) para cada nível de indicador. Isto é realizado utilizando a Equação 4.

$$V_{cr} = \sum_1^n V_{ind} \times W_{ind} \quad (4)$$

Onde:

V_{cr} é o valor do critério;

V_{ind} é o valor de cada indicador obtido por meio da função valor;

W_{ind} é a ponderação de cada indicador e n é o número de indicadores.

Usando o valor do critério (V_{cr}), é possível a determinação do valor do requisito (V_{req}), usando a Equação 5.

$$V_{req} = \sum_1^m V_{cr} \times W_{cr} \quad (5)$$

Onde:

V_{req} é o valor do requisito;

V_{cr} é o valor do critério para cada nível, conforme obtido na Equação 6;

W_{cr} é a ponderação de cada critério;

m é o número de critérios.

A pontuação final, também denominada de índice de sustentabilidade (V_{final}), é obtida usando a Equação 6.

$$V_{final} = \sum_1^k V_{req} \times W_{req} \quad (6)$$

Onde:

V_{final} é o valor do índice de sustentabilidade (IS) da alternativa de remediação analisada;

V_{req} é o valor do requisito (as três dimensões da sustentabilidade), obtido da Equação 7;

W_{req} é o valor ponderado de cada requisito; e k é o número de requisitos (geralmente k é igual a 3).

3.2.2 Estruturação do método AHP dentro da ferramenta proposta

Visando permitir a participação das partes interessadas, a utilização do método AHP, proposto por Saaty (2008), foi incorporado ao processo de tomada de decisão. O método AHP tem a finalidade, neste estudo, de possibilitar a ponderação dos requisitos (W_{req}), critérios (W_{cr}) e indicadores (W_{ind}), além de permitir a identificação dos indicadores e critérios mais relevantes para a avaliação da sustentabilidade. A utilização do método AHP se deu por meio da aplicação de matrizes de comparação por pares para especialistas, pesquisadores e profissionais da área de remediação e sustentabilidade.

Saaty (2008) propôs uma escala fundamental de comparação, variando entre 1 e 9 (Quadro 9), para comparar a importância relativa dos indicadores, critérios ou requisitos para a avaliação da sustentabilidade das alternativas de projeto. O AHP permite que um problema seja decomposto e ordenado em uma hierarquia, permitindo uma comparação aos pares. Comparação pareada de variáveis significa comparar a importância relativa de uma variável contra outra em uma categoria de impacto. Após a conclusão da comparação pelos tomadores de decisão, é necessário verificar a consistência da matriz de comparação pareada para avaliar a confiabilidade das estimativas para as ponderações obtidas.

Quadro 8 - Escala de comparação de Saaty

Avaliação qualitativa	Avaliação
Igual importância	1
Importância moderada de uma sobre a outra	3
Importância grande ou essencial	5

Avaliação qualitativa	Avaliação
Importância muito grande	7
Importância extrema ou absoluta	9
2,4,6,8	Valores intermediários
Recíproco dos valores acima	Se o elemento i recebe um dos valores acima quando comparado com o elemento j , então j recebe o valor recíproco se comparado a i

Fonte: Adaptado de Saaty (1980)

O facilitador do processo, no caso o autor desta pesquisa e/ou tomador de decisão, teve a função de enviar o questionário com as matrizes e as explanações necessárias aos decisores participantes da pesquisa, além de coletar todas as respostas obtidas e aplicar as resoluções necessárias para a análise dos resultados. Após a conclusão da comparação pelos tomadores de decisão, foi necessário verificar a consistência da matriz de comparação pareada para avaliar a confiabilidade das estimativas para as ponderações obtidas. Normalmente, algumas inconsistências podem surgir na avaliação da comparação pareada de cada categoria. Para lidar com as inconsistências, Saaty (2008) introduziu um parâmetro chamado de Taxa de Consistência (TC) para cada matriz de comparação pareada, que é obtida através da realização do teste de consistência para os resultados de cada matriz de comparação. Segundo Saaty (2008), uma matriz pode ser considerada consistente quando a TC é menor que 0,1. A TC pode ser calculada usando o Índice de Consistência (IC) e o Índice Aleatório (IA), de acordo com a Equação (7).

$$TC = \frac{\text{Índice de Consistência (IC)}}{\text{Índice Aleatório (IA)}} \quad (7)$$

O Índice de Consistência (IC) pode ser calculado por meio do maior autovalor (λ_{max}) e o tamanho (n) da comparação pareada matriz, de acordo com a Equação 8.

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (8)$$

O valor do IC pode ser comparado com o índice de consistência de uma matriz aleatória (Índice Aleatório - IA), que está diretamente relacionada ao número de elementos (n) da matriz. A Tabela 1 mostra os valores de IA para casos com $n \leq 10$.

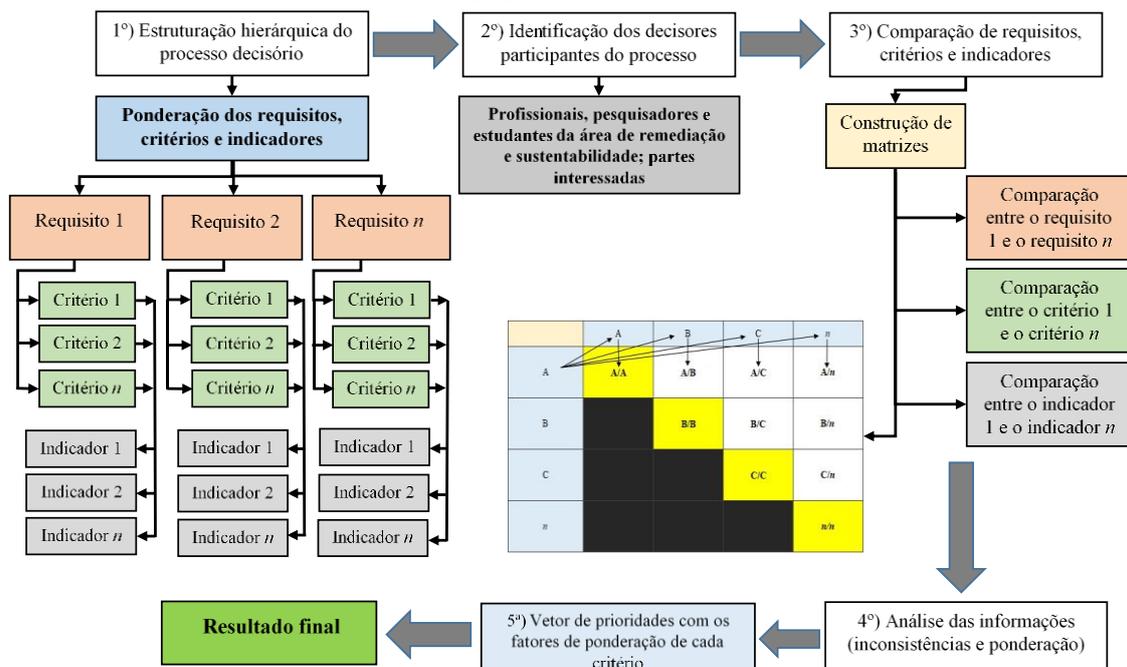
Tabela 1 - Índice de consistência aleatória (IA)

Tamanho da matriz (n)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IA	0.00	0.00	0.58	0.9	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.51

Fonte: Adaptado de Saaty (1980)

A última etapa do AHP consistiu em obter o vetor prioritário de cada elemento sob a hierarquia de tomada de decisão. O vetor de prioridades dos elementos / critérios analisados representa a importância relativa de cada elemento / critério em relação aos outros. Isso resulta na ponderação de cada elemento / critério, obtido através da matriz de comparação em pares que é recebida dos especialistas. Várias ferramentas foram desenvolvidas para estimar as taxas de consistência e a ponderação dos dados. Algumas delas são ferramentas comerciais (por exemplo, Expert Choice ou Transparent Choice), enquanto outras estão disponíveis gratuitamente em domínio público (por exemplo, modelo desenvolvido por Goepel (2013) ou Super Decisions Versão 3.2. Uma representação esquemática das etapas envolvidas na aplicação do método AHP é apresentada na Figura 9.

Figura 9 - Procedimentos de aplicação da metodologia AHP para a ponderação dos critérios de decisão



Fonte: Elaborada pelo Autor.

3.2.3 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é uma parte importante da avaliação de sustentabilidade. Permite identificar os fatores que mais influenciam os impactos nas categorias ambiental, econômica ou social. Por exemplo, na avaliação de impacto ambiental, às vezes os impactos devidos ao transporte dominam todas as categorias de impacto. Nesse caso, é aconselhável executar a análise normalizando a distância de transporte para todas as opções de remediação para examinar os outros estágios do ciclo de vida que contribuem para os impactos negativos.

Da mesma forma, a análise de sensibilidade pode ser realizada variando os parâmetros de entrada envolvidos nos estágios do ciclo de vida de cada uma das opções de remediação, como consumo de energia, fonte de energia, distâncias percorridas, materiais utilizados, custo dos materiais, etc. No processo de cálculo do índice de sustentabilidade, as ponderações dos requisitos ambientais, sociais e econômicos podem variar de acordo com sua importância relativa, com base na preferência das partes interessadas. Na ferramenta proposta, orienta-se a realização da análise de sensibilidade, porém, fica a critério do pesquisador e / ou tomador de decisão a sua realização.

3.3 Validação da ferramenta proposta

A validação da ferramenta proposta se deu por meio da aplicação da mesma em dois estudos de caso.

3.3.1 Estudo de caso 1 – Usina de geração de energia elétrica

O local em estudo é uma área de 35,41 hectares, localizada a aproximadamente 56 km a oeste da cidade de Chicago, Illinois, Estados Unidos. Historicamente usada para fins agrícolas desde 1874, foi transformada em uma usina de geração de energia elétrica em 1969, com a instalação de 16 unidades de geradores. O local interrompeu a geração de eletricidade em 2004, tendo operado por 35 anos (1969–2004), durante os quais ocorreram cinco derramamentos documentados. Esses derramamentos incluíam óleo combustível, óleo lubrificante, óleo diesel e óleo mineral.

3.3.1.1 Caracterização da área

A geologia do local é composta principalmente por depósitos de argila, presença de concreto e preenchimento da atividade anterior do local. A condutividade hidráulica saturada dos solos do local do projeto varia entre $1,26 \times 10^{-5}$ m/s e $3,17 \times 10^{-6}$ m/s. O local fica na Moraine Ground Manhattan-Minooka, que é um acúmulo glacialmente formado de detritos não consolidados da geleira que consistem em solo e rocha. As perfurações dos poços de monitoramento mostraram que o lençol freático está entre 0,90 e 3,65 metros abaixo do nível do solo.

Durante a investigação inicial do local, 96 perfurações e amostragens foram realizadas para avaliar possíveis impactos ambientais no subsolo. Seis poços de monitoramento foram construídos para testar as condições da água subterrânea. O local foi testado para os seguintes contaminantes: BTEX, bifenil policlorado (PCBs), etileno glicol, Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs), Compostos Orgânicos Semi-Voláteis (SVOCs), pesticidas e metais poluentes prioritários. Os resultados identificaram sete locais contendo riscos, sendo que em ambos foi constatada a contaminação com BTEX, PAHs, PCBs e metais.

3.3.1.2 Avaliação de risco

Um modelo conceitual do local foi desenvolvido para identificar todas as fontes potenciais ou suspeitas de contaminação, meios potencialmente contaminados, vias de exposição e receptores. As vias de exposição incluem ingestão incidental, inalação de partículas e contato dérmico. Os receptores em potencial são os residentes e trabalhadores da construção.

Com base no modelo conceitual do local, a avaliação da exposição foi realizada separadamente para efeitos cancerígenos e não-cancerígenos por via de ingestão, inalação e contato dérmico. Os dados toxicológicos de contaminantes foram obtidos principalmente do Sistema de Informação de Risco Integrado da USEPA (*USEPA's Integrated Risk Information System - IRIS*) (USEPA, 2018). Para os não-cancerígenos, a dose de referência (RfD) ou a concentração de referência (RfC) foi usada para expressar os níveis de exposição diária por via oral e inalatória, respectivamente. Para os cancerígenos, o fator de inclinação (SF) ou o risco da unidade de inalação (IUR) foi usado

para expressar o nível de risco potencial associado à exposição. Com base na avaliação de risco realizada, foram estabelecidas metas de remediação para o local, a fim de reduzir os impactos negativos dos produtos químicos na saúde humana e no meio ambiente. As metas preliminares de remediação para o site são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Contaminantes e objetivos da remediação

Contaminante	Meio Contaminado	Concentração Máximo Detectada (mg/kg)	Objetivo da remediação baseada no risco (mg/kg)
Aroclor 1254	Solo	2,31	0,221
Arsênico Inorgânico	Solo	19,4	0,389
Benz[a]antraceno	Solo	12	0,148
Benzeno	Solo	0,074	1,08
Benzo[a]pireno	Solo	7	0,0148
Benzo[b]fluoranteno	Solo	5,96	0,148
Cromo Total	Solo	22,4	-
Dibenz[a,h]antraceno	Solo	0,773	0,0148
Indeno[1,2,3-cd]pireno	Solo	3,26	0,148
Naftaleno	Solo	20,5	3,57

Fonte: Elaborada pelo Autor com base em USEPA (2018).

3.3.2 Estudo de caso 2 – Cedar Lake

Cedar Lake é um lago de aproximadamente 60,70 hectares localizado ao norte do centro de Cedar Rapids, em Iowa, Estados Unidos. A localização do local é mostrada na Figura 10. O Cedar Lake é dividido em duas seções principais, separadas em duas partes por uma rodovia férrea. A parte norte da rodovia inclui o North Lake, que tem aproximadamente 30,37 hectares de área e West Lake, que tem aproximadamente 4,04 hectares de área. A parte sul da estrada inclui o South Lake, que tem aproximadamente 24,28 hectares de tamanho.

Figura 10 - Localização da área de estudo



Fonte: Google, 2020.

O lago é atualmente alimentado por três fontes: um pequeno riacho chamado McCloud Run, água de resfriamento tratada de uma empresa e água proveniente da drenagem pluvial de uma área de aproximadamente 2,58 km², incluindo áreas residenciais e comerciais da cidade de Cedar Rapids.

A geologia do local consiste principalmente no depósito de sedimentos dentro do North Lake. South Lake é dominado por depósitos de areia e cascalho de granulação mais grossa perto do emissário, que são mais finos com a distância. A areia e cascalho são provenientes da drenagem pluvial.

Atualmente, o lago Cedar Lake e, especificamente, o North Lake, são usados pelo público para a pesca e o remo. Devido aos locais industriais e às linhas ferroviárias ao longo da costa sul, o acesso a South Lake é mais restrito.

3.3.2.1 Avaliação de risco

Uma investigação preliminar do local foi realizada em 1994, na qual foram encontradas concentrações elevadas de PCBs e pesticidas em todo o North Lake e South Lake, com concentrações de até 1 parte por milhão (ppm). No inverno de 2016 a 2017, o Departamento de Recursos Naturais de Iowa conduziu uma avaliação do local da Fase II em Cedar Lake para definir melhor a extensão da contaminação. Foram realizadas amostragens de sedimentos de 0,60 m espessura em toda a extensão do lago.

Atualmente, não há níveis de risco estabelecidos para sedimentos no programa de avaliação de áreas potencialmente contaminadas de Iowa. Em vez de padrões oficiais, as

amostras foram comparadas com a Concentração de Efeitos Prováveis (*Probable Effects Concentration* - PEC) da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (*National Oceanic and Atmospheric Administration* - NOAA), Concentração de Efeitos Limiares (*Threshold Effects Concentration* - TEC) da NOAA e as Referências de Sedimentos da Região III da USEPA. As referências da USEPA eram geralmente equivalentes ao TEC, portanto, apenas o PEC e o TEC são discutidos em mais detalhes. O TEC é a concentração na qual um impacto ambiental ou ecológico negativo pode ser observado, enquanto o PEC é a concentração na qual um impacto ambiental ou ecológico negativo é provável de ser observado. Para a avaliação de risco, o PEC foi utilizado como o nível de triagem para definir as áreas que requerem correção.

Várias amostras coletadas no South Lake excederam o PEC para pesticidas ou PCBs. A área final foi determinada usando a regra do meio do caminho. Metade da distância entre uma amostra que excede o PEC e uma amostra abaixo do PEC foi determinada como o limite da remediação. Um total de 8.361 m² de sedimentos excede o PEC para pelo menos um contaminante preocupante e exigirá remediação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Ferramentas de suporte à decisão para avaliação da sustentabilidade das opções de remediação de áreas contaminadas

Existem inúmeras abordagens, diretrizes e vários estudos de caso com foco na inclusão de princípios de sustentabilidade na tomada de decisão de ações corretivas para locais contaminados. Nesse sentido, várias ferramentas e estruturas estão disponíveis para apoiar a tomada de decisões em projetos de remediação, podendo variar em diferentes aspectos, como o tipo de avaliação (qualitativa, semiquantitativa ou quantitativa), critérios e indicadores considerados, entre outros. A maioria dessas ferramentas é focada na análise da pegada ambiental e, às vezes, incorpora impactos econômicos e/ou sociais com uma abordagem semiquantitativa para a avaliação geral da sustentabilidade. No entanto, de acordo com alguns dos estudos publicados recentemente, existem muitas ferramentas que não consideram os impactos ambientais, econômicos e sociais do ciclo de vida em suas avaliações de maneira quantitativa e integrada (CAPPUYNS, 2016; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017; HOU et al., 2018). No Quadro 10 é apresentada uma descrição das ferramentas identificadas por meio da revisão sistemática.

Quadro 9 - Descrição das ferramentas de apoio à tomada de decisão na remediação de áreas contaminadas

Ferramenta	Descrição	Referência
<i>Risk Reduction, Environmental Merit and Costs (REC)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido em 1995 por um consórcio holandês de especialistas do setor de remediação; - Integra três ferramentas quantitativas separadas: redução de risco, mérito ambiental e cálculo de custos; - Dados quantitativos e qualitativos; - País de origem: Holanda; - Disponibilidade: Limitada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	Não Nijhof et al. (1995)
<i>ABC (Assessment, Benefits and Costs)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta baseada na Análise do Ciclo de Vida; - Considera aspectos de avaliação de risco, ambientais e econômicos; - País de origem: Alemanha; - Disponibilidade: Não encontrada; 	Maring et al. (2004)

Ferramenta	Descrição	Referência
	- Avaliação integrada da sustentabilidade: Não.	
<i>Decision Aid for Remediation Technology Selection (DARTS)</i>	- Ferramenta baseada em aplicativo Java; - Ferramenta de Análise de Decisão Multicritério e Análise do Ciclo de Vida; - Disponibilidade: Não encontrada; - País de origem: Itália; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não.	Khelifi et al. (2004)
<i>Decision Support System for Requalification of contaminated sites (DESYRE)</i>	- Sistema de suporte à decisão baseado em GIS; - Estruturas em seis módulos interconectados: caracterização, socioeconômica, avaliação de riscos, avaliação tecnológica, avaliação de risco residual e decisão; - País de origem: Itália; - Disponibilidade: Limitada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não.	Carlson et al. (2007)
<i>CO2 Calculator</i>	- Desenvolvido por um consórcio de especialistas holandeses da indústria de remediação; - Calculadora da pegada ambiental (emissões de CO ₂); - Inclui o uso de diferentes tipos de combustíveis, eletricidade, materiais e reação química e biológica à oxidação / redução; - País de origem: Holanda; - Disponibilidade: Não encontrada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não.	Praamstra (2009)
<i>Decision Support Tool Finland (Finnish DST)</i>	- Ferramenta de Análise de Decisão Multicritério baseada em Excel; - Quatro critérios de decisão: redução de risco alcançável, custos, efeitos ambientais e outros fatores; - País de origem: Finlândia; - Disponibilidade: Limitada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não.	Sorvari e Seppälä (2010)
VHGFM	- Ferramenta de suporte à decisão baseada em Excel, desenvolvida por um consórcio de especialistas do setor de remediação;	Brinkhoff (2011)

Ferramenta	Descrição	Referência
	<ul style="list-style-type: none"> - Calcula principalmente as emissões de gases de efeito estufa (equivalentes de CO₂); - País de origem: Suécia; - Disponibilidade: Não encontrada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	
<i>Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis – SEFA</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta baseada em Excel; - Métricas quantitativas (emissões de CO₂, NO_x, SO_x e PM₁₀; consumo de energia, consumo de água e consumo de recursos e segurança do trabalhador); - País de origem: Estados Unidos; - Disponibilidade: Livre acesso; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	USEPA (2012b)
<i>SiteWise™</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta baseada em Excel; - Calcula a pegada ambiental de alternativas de remediação; - Dados quantitativos, semiquantitativos e qualitativos; - Processo de avaliação semelhante a ACV; - País de origem: Estados Unidos - Disponibilidade: Livre acesso; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	US Navy (2013)
<i>Austrian National Remediation Fund model (Austrian DST)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta baseada em Excel; - Análise de custo-benefício modificada; - Considera aspectos ambientais, de desenvolvimento local e estabilidade do projeto; - País de origem: Áustria; - Disponibilidade: Limitada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	Döberl et al. (2013)
<i>Social Sustainability Evaluation Matrix (SSEM)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta desenvolvida para avaliação de aspectos sociais na remediação de áreas contaminadas; - Ferramenta baseada em Excel com várias dimensões sociais; - País de origem: Estados Unidos; - Disponibilidade: Limitada. - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	Reddy et al. (2014)

Ferramenta	Descrição	Referência
<i>SCORE: Sustainable Choice of Remediation</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido em 2014 pela <i>Chalmers University of Technology</i>; - Ferramenta para avaliar alternativas de remediação nas três dimensões da sustentabilidade, incluindo análise de custo benefício, análise de incerteza e análise de sensibilidade; - Ferramenta de Análise de Decisão Multicritério. - País de origem: Suécia; - Disponibilidade: Limitada. 	Rosén et al. (2015)
<i>Sustainable Remediation Tool (SRT)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido em 2010 pela Força Aérea dos EUA; - Calcula o consumo de energia, emissões, custos financeiros e risco de lesões aos trabalhadores. - País de origem: Estados Unidos; - Disponibilidade: Livre acesso. - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	USEPA (2016b)
<i>The Green Remediation Assessment Tool for Japan (GRATJ)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta usa um modelo baseado em avaliação do ciclo de vida; - Ferramenta quantitativa de impactos ambientais; - A ferramenta pode integrar as entradas / saídas do inventário em um único índice; - País de origem: Japão; - Disponibilidade: Limitada; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Não. 	Yasutaka et al. (2014)
<i>GoldSET©</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido pela <i>Golder Associates</i> para remediação de áreas contaminadas; - Também utilizado em projetos de engenharia de infraestrutura; - Utiliza dados quantitativos e qualitativos nas três dimensões da sustentabilidade: ambiental, social e econômica; - Ferramenta de Análise de Decisão Multicritério; - País de origem: Canadá; - Disponibilidade: Disponível comercialmente; - Avaliação integrada da sustentabilidade: Sim. 	Golder (2017)

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Conforme exposto no Quadro 8, foram encontradas quinze ferramentas relacionadas com a temática da remediação de áreas contaminadas, sendo que ambas englobam ao menos um componente da sustentabilidade, tendo como foco principal a avaliação dos impactos ambientais secundários. Além disso, essas ferramentas não são completamente quantitativas nos aspectos econômico e social, o que torna a análise realizada usando essas ferramentas subjetiva e não confiável. Ainda, a perspectiva do ciclo de vida não está incluída na avaliação dos impactos relacionados aos três pilares da sustentabilidade.

Dentre as ferramentas encontradas, foi possível identificar que sete delas possuem a disponibilidade limitada, ou seja, dependem de solicitação junto aos autores, enquanto que três possuem livre acesso, ou seja, podem ser acessadas junto a rede internacional de computadores. Uma das ferramentas foi identificada como um produto comercial e outras quatro não foi possível a obtenção de informações sobre o seu acesso (identificada como não encontrada).

As ferramentas têm sua origem, principalmente, nos Estados Unidos e em países Europeus, além de uma ferramenta ser de origem canadense e outra japonesa. Ao analisar o cenário da América do Sul, em especial o Brasil, não foi identificada nenhuma ferramenta ou estrutura desenvolvida com o objetivo de avaliar a sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas.

Huysegoms e Cappuyns (2017) realizaram uma revisão crítica e analisaram como as ferramentas de apoio à decisão avaliam a sustentabilidade de diferentes alternativas corretivas para a remediação de locais contaminados. A revisão contém uma análise de treze ferramentas desenvolvidas especificamente para avaliar a sustentabilidade de alternativas de remediação de locais contaminados. A revisão e análise das ferramentas foram baseadas em seis critérios; aspectos ambientais, econômicos e sociais usados na estrutura de avaliação de sustentabilidade do Fórum de Remediação Sustentável, Reino Unido (SuRF-UK) (CLAIRE, 2010), juntamente com tempo, incerteza e facilidade de uso. As conclusões apresentadas pelos autores identificaram vários desequilíbrios no método de avaliação da sustentabilidade pelas diferentes ferramentas que foram revisados. Houve inconsistências na avaliação dos aspectos ambientais, econômicos e sociais, favorecendo o aspecto ambiental mais do que os outros dois aspectos. Além disso, foi observada uma falta de clareza sobre como os tomadores de decisão definirão suas escolhas e a falta de flexibilidade no ajuste dos indicadores que definem diferentes características de cada local e projeto, uma vez que cada projeto de remediação tem suas

próprias características e precisa ser refletido no processo de tomada de decisão. O estudo também enfatizou a necessidade de as ferramentas serem fáceis de usar, flexíveis e transparentes, para uma maior aplicabilidade e reprodutibilidade.

Cappuyns (2016) apresentou uma avaliação de doze ferramentas, mostrando como os aspectos sociais são considerados na avaliação da sustentabilidade de projetos de remediação com base no conjunto de indicadores sociais do SuRF-UK. Concluiu-se que a consideração dos aspectos sociais pelas ferramentas é limitada; no entanto, os autores apontaram que houve uma crescente consideração pelos aspectos sociais ao longo do tempo.

Harbottle et al. (2008) apresentaram uma estrutura para avaliar a sustentabilidade da remediação de áreas contaminadas, com foco principalmente na adequação técnica (eficácia e eficiência) e sustentabilidade ambiental da tecnologia de remediação. Uma estrutura foi proposta pelo SuRF-UK para avaliação geral da sustentabilidade e seleção da opção corretiva mais sustentável (CLAIRE, 2010). A NICOLE introduziu, na Europa, um grupo de trabalho de Remediação Sustentável em 2008 para a avaliação da sustentabilidade em projetos de remediação (NICOLE, 2010). Foi apresentado um roteiro ilustrando a necessidade da ferramenta de avaliação da sustentabilidade incorporar elementos ambientais, econômicos e sociais, bem como avaliar o benefício líquido da ação de remediação.

Hou et al. (2018) propuseram uma estrutura para avaliação da sustentabilidade da remediação de terras agrícolas na China. A estrutura foi dividida em quatro categorias principais: ambiental, econômica, social e agrícola. As principais categorias foram subdivididas em 11 subcategorias e 32 indicadores. Cada alternativa de remediação recebe escores para todos os indicadores de 0 a 5. As categorias recebem pesos com base na preferência dos participantes.

Além das ferramentas e estruturas desenvolvidas especificamente para a remediação de áreas contaminadas, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) é usualmente utilizada para avaliação dos impactos ambientais em projetos e estudos envolvendo a remediação de áreas contaminadas. A ACV é um método padronizado internacionalmente que foi desenvolvido a partir de princípios de engenharia química e análise de energia (HERTWICH et al., 2002; ISO, 2006a).

Atualmente, inúmeros programas computacionais e bases de dados estão disponíveis para a realização de avaliações ambientais da ACV, sendo estes na sua grande

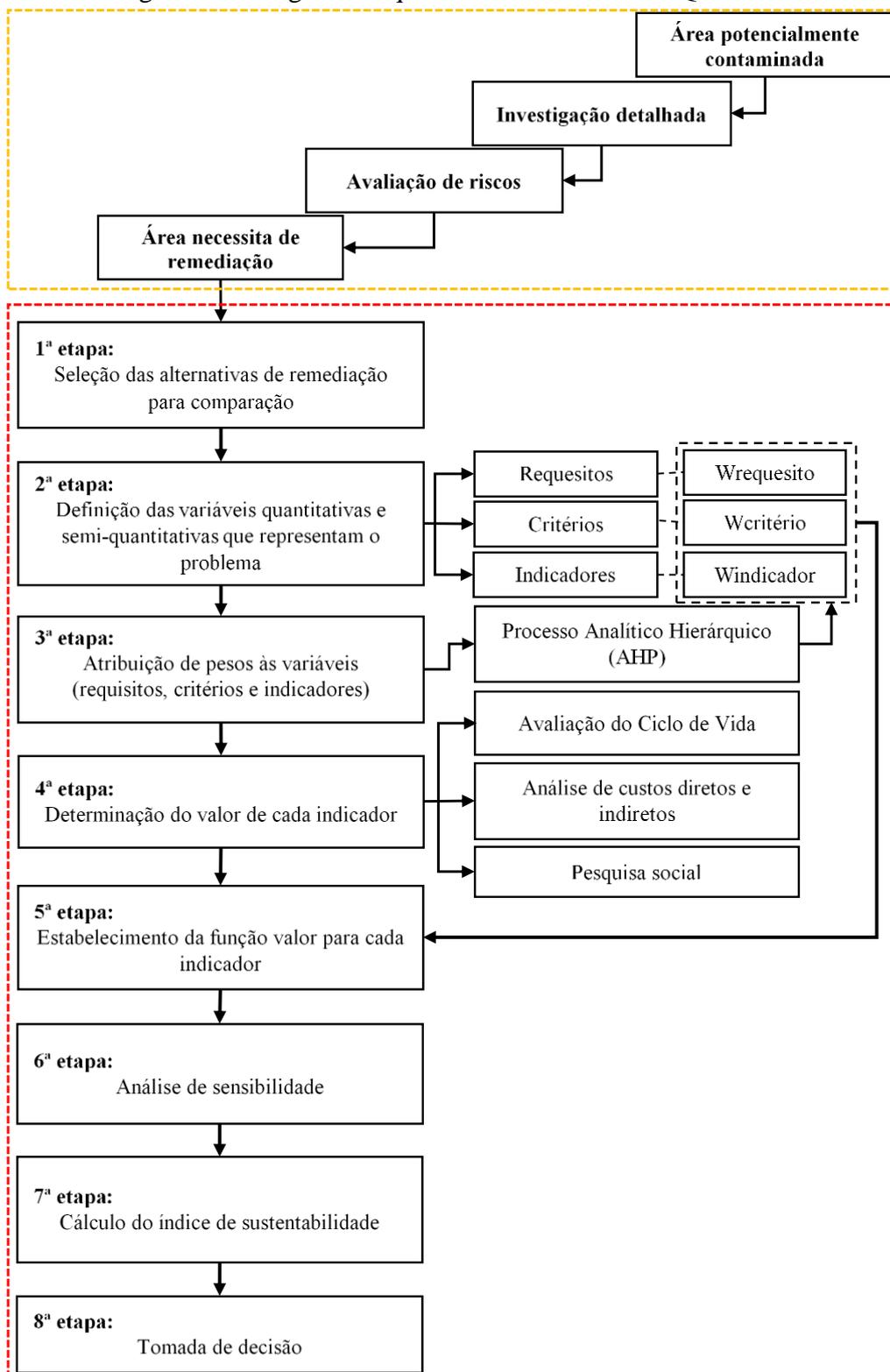
maioria produtos comerciais. Os programas computacionais mais citados na bibliografia são o SimaPro®, Umberto, GaBi, KCL-ECO, KCL EcoData e OpenLCA.

4.2 Ferramenta proposta para determinação da sustentabilidade em projetos de remediação de áreas contaminadas

Nesta seção é apresentada a estrutura da ferramenta proposta para auxiliar na tomada de decisão em avaliações da sustentabilidade de projetos de remediação de áreas contaminadas, sendo a mesma denominada de *Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability* (QUALICS). As etapas básicas que compõem a QUALICS podem ser vistas na Figura 11, sendo esta composta por oito etapas: (1) Seleção das alternativas de remediação para comparação; (2) Definição das variáveis quantitativas e semi-quantitativas que representam o problema; (3) Atribuição de pesos às variáveis (requisitos, critérios e indicadores); (4) Determinação do valor de cada indicador; (5) Estabelecimento da função valor para cada indicador; (6) Análise de sensibilidade; (7) Cálculo do índice de sustentabilidade para cada alternativa; e (8) Tomada de decisão.

Conforme destacado na Figura 11, a linha pontilhada de cor amarela representa as fases anteriores a utilização da QUALICS, compostas pela identificação de uma área potencialmente contaminada, etapa de investigação detalhada da área, avaliação de riscos e definição sobre a necessidade ou não da remediação da área. A linha pontilhada de cor vermelha abrange as etapas que compõem o diagrama esquemático da ferramenta QUALICS.

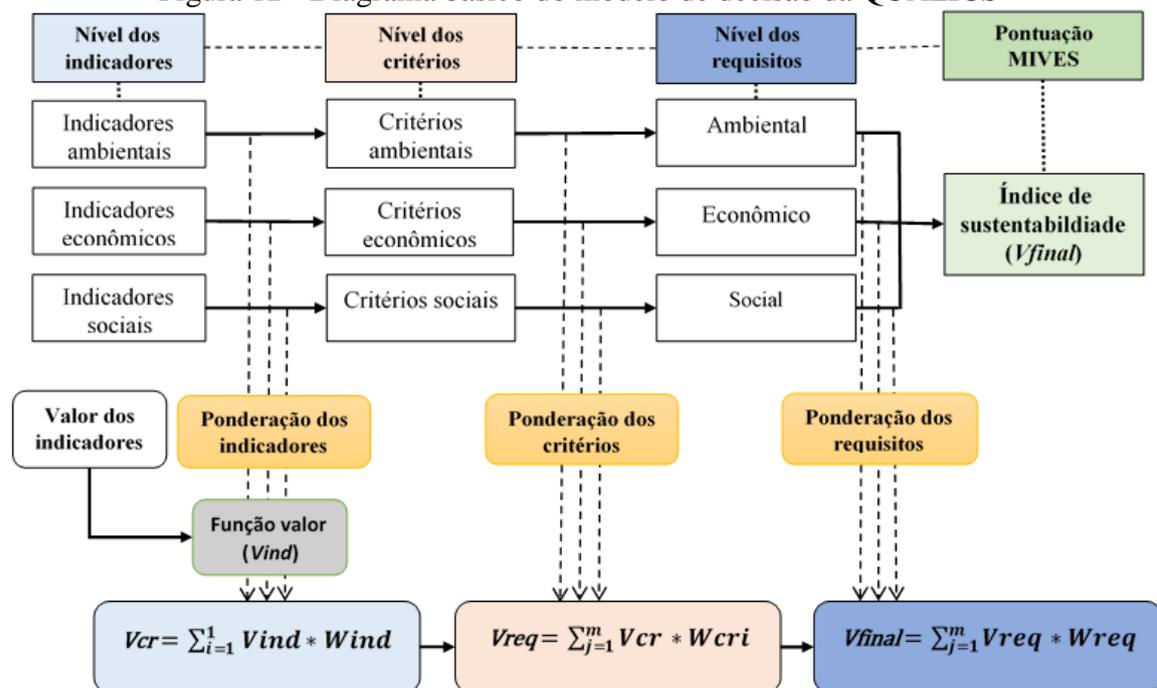
Figura 11 - Diagrama esquemático da ferramenta QUALICS



Fonte: Elaborada pelo Autor.

A QUALICS tem sua aplicação iniciada a partir da fase de confirmação da contaminação de uma área. A ferramenta proposta não é um sistema operacional independente que pode substituir especialistas ou tomadores de decisão. Em vez disso, ela suporta o processo de tomada de decisão, organizando informações e apresentando-as de maneira ordenada. Isso ajuda os tomadores de decisão a entender os problemas envolvidos e permite uma análise clara das informações necessárias para tomar uma decisão. Na sequência serão apresentadas, de forma metodológica, cada etapa envolvida no processo de tomada de decisão. O diagrama básico do modelo de decisão, seguindo o MIVES, proposto para a ferramenta é apresentada na Figura 12.

Figura 12 - Diagrama básico do modelo de decisão da QUALICS



Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.2.2 Definição das variáveis quantitativas e semi-quantitativas

Esta etapa envolve a seleção dos parâmetros que melhor descrevem os impactos ambientais, econômicos e sociais das atividades de remediação específicas do local e a apresentação de todos os parâmetros selecionados em um formato hierárquico, com três níveis diferentes: requisitos, critérios e indicadores. Os requisitos são divididos em critérios, que por sua vez são divididos em indicadores. Esses níveis constituem a estrutura hierárquica da ferramenta e incluem variáveis quantitativas e / ou semi-quantitativas. Conforme metodologia apresentada anteriormente no item 3.2.1.1, foram

definidos para compor a ferramenta QUALICS um total de três requisitos (ambiental, econômico e social), nove critérios e trinta e seis indicadores, conforme Quadro 11.

Quadro 10 - Requisitos, critérios e indicadores considerados na ferramenta QUALICS

Requisitos	Crítérios	Indicadores
Ambiental	Ar	Destruição do ozônio
		Emissões de gases de efeito estufa / Aquecimento global
		Formação de Smog
		Saúde humana - Câncer
		Saúde humana - Não cancerígeno (CTUoncancer)
		Saúde humana - particulado
	Uso da água e impactos	Potencial de acidificação
	Energia	Potencial de eutrofização
Terra e ecossistemas	Consumo de combustível fóssil	
Econômico	Custos diretos	Ecotoxicidade
		Materiais
	Custos indiretos	Operação (Transporte, equipamentos, consumo de água, tratamento e/ou disposição de resíduos e salário dos trabalhadores)
Social	Socioindividual	Custo social do CO ₂
		Saúde geral e felicidade
		Atividades geradoras de renda
		Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)
		Risco de lesão por acidente
	Sociocomunitário	Efeito em atividades recreativas
		Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário
		Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda
		Aprimoramento de instalações recreativas
		Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"
		Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público
	Socioeconômico	Grau de melhoria no valor estético
		Impactos econômicos do projeto na comunidade
		Risco acidental e danos à propriedade
		Efeito no turismo
Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação		
Oportunidades de emprego durante a construção / remediação		

Requisitos	Cr�terios	Indicadores
	Socioambiental	Impactos na atividade pesqueira
		Impactos no ambiente aqu�tico
		Grau de consumo de recursos naturais
		Grau em que o projeto proposto afetar� outros meios de comunica�o (por exemplo, emiss�es / polui�o do ar resultantes da remedia�o do solo ou das �guas subterr�neas)
		Efeitos de contaminantes antropog�nicos em concentra�es "cr�nicas"
		Grau de prote�o concedido aos trabalhadores de remedia�o por meio de remedia�o proposta
		Efeitos de contaminantes antropog�nicos em concentra�es "agudas"

Fonte: Elaborado pelo Autor com base em USEPA (2008); SuRF-UK (2011); USEPA (2012b); US Navy (2013); Reddy et al. (2014).

4.2.3 Layout da ferramenta QUALICS

A ferramenta QUALICS   baseada no Excel, sendo que a mesma   dividida em quatro planilhas. A Figura 13 demonstra a planilha inicial, onde   poss vel inserir, de maneira opcional, informa es do projeto, como: data, localiza o, contaminantes identificados na  rea e as alternativas de remedia o a serem avaliadas. Ainda, nesta planilha   realizada a inser o dos pesos considerados em cada requisito (ambiental, econ mico e social). As Figuras 14, 15 e 16 apresentam o layout do requisito ambiental, econ mico e social, al m dos cr terios e indicadores.

Figura 13 - Tela inicial da ferramenta QUALICS

Informações do projeto	
Data:	
Localização:	
Contaminante(s):	
Alternativas de remediação:	Opção 1
	Opção 2
	Opção 3
	Opção 4

Pesos (%)	
Ambiental	
Econômico	
Social	100,00
Total	100,00

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE** ultrapassar **100%**

> **Apresentação** | Ambiental | Econômico | Social | Final | + | : | <

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 14 - Tela do requisito ambiental

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador			Valor Final		
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3
Ambiental	Ar		Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)							
			Aquecimento global (kg CO ₂ eq)							
			Formação de Smog (kg O ₃ eq)							
			Carcinogênicos (CTUh)							
			Não carcinogênicos (CTUh)							
			Efeitos respiratórios (PM _{2.5} eq)							
	Total				0					
	Uso da água e impactos			Acidificação (kg SO ₂ eq)						
				Eutrofização (kg N eq)						
	Total				0				#DIV/0!	#DIV/0!
Energia			Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)							
Terra e ecossistemas			Ecotoxicidade (CTUe)							
Total				0						

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE**
DEVE ultrapassar **100%**

Valores oriundos do
software **SIMAPRO®**

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 15 – Tela do requisito econômico

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador			Valor Final		
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3
Econômico	Custos diretos		Material					#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
			Operação							
	Total				0					
	Custos indiretos		Custo social do CO ₂							
	Total		0							

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 16 - Tela do requisito social

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador baseado na escala selecionada (1 = melhor, 3 = pior)			Valor Final			
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3	
Social	Socio-Individual		Saúde geral e felicidade					#NÚM!	#NÚM!	#NÚM!	
			Atividades geradoras de renda								
			Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)								
			Risco de lesão por acidente								
			Efeito em atividades recreativas								
	Total				0						
	Sócio-comunitário			Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário							
				Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda							
				Aprimoramento de instalações recreativas							
				Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"							
				Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público							
	Total				0						
	Sócio-econômico			Impactos econômicos do projeto na comunidade							
				Risco acidental e danos à propriedade							
				Efeito no turismo							
				Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação							
				Oportunidades de emprego durante a construção / remediação							
	Total				0						
	Sócio-ambiental			Grau de consumo de recursos naturais							
				Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)							
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"											
Grau de proteção concedido aos trabalhadores de remediação por meio de remediação proposta											
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"											
Total				0							
Total					0	0	0				

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

4.3 Validação da ferramenta QUALICS

A ferramenta QUALICS visa dar suporte aos tomadores de decisão no processo de gerenciamento de áreas contaminadas, por meio da obtenção do índice de sustentabilidade de alternativas de remediação, considerando os três pilares do desenvolvimento sustentável e um conjunto de critérios e indicadores.

Para uma melhor compreensão da ferramenta QUALICS e, também, para a sua avaliação e validação, são apresentados dois estudos de caso, nos quais todas as etapas que envolvem o diagrama esquemático da QUALICS (Figura 10) são aplicadas.

4.3.1 Estudo de caso 1

4.3.1.1 Seleção das alternativas de remediação para comparação

Diferentes alternativas para a remediação do local do projeto foram identificadas com base nas características dos contaminantes, metas de remediação, viabilidade de implementação, relação custo-benefício, eficiência, entre outras, conforme mostrado no Quadro 12. As limitações dessas tecnologias também são identificadas. As opções mais viáveis selecionadas e submetidas a avaliação da sustentabilidade.

Quadro 11 - Avaliação das alternativas de remediação

Tipo	Tecnologia	Limitações
In situ	Remediação eletrocinética	Nenhuma
	Fitorremediação	Nenhuma
	Vitrificação	Custo elevado; Solo inutilizável
	Extração de vapores	Ineficaz para metais e em solos com baixo teor de K
	Lavagem do solo (<i>Soil flushing</i>)	Ineficaz em solos com baixo K
	Biorremediação	Ineficaz para metais e em solos com baixo teor de K
	Aquecimento do solo	Ineficaz em solos com baixo K
	Solidificação	Ineficaz em solos com baixo K
	Dessorção térmica	Ineficaz em solos com baixo K
Ex situ	Lavagem do solo (<i>Soil washing</i>)	Ineficaz em solos com mais de 20% de finos

Tipo	Tecnologia	Limitações
	Incineração	Custo elevado
	<i>Air Sparging</i>	Ineficaz para metais e em solos com baixo teor de <i>K</i>

Fonte: Elaborado pelo Autor

Com base na avaliação de risco, sete *hot spots*, de aproximadamente 900 m², foram identificados para remediação, conforme mostrado na Figura 17. Três tecnologias de remediação foram consideradas viáveis e consideradas para avaliação: remediação eletrocinética (RE), escavação/descarte e fitorremediação. Nota-se que a escavação/descarte não são uma tecnologia corretiva, mas são comumente usados para gerenciar solos contaminados, sendo assim considerada neste estudo. Considerações preliminares sobre design e implementação para cada opção de correção são apresentadas na Tabela 3.

Figura 17 - Hot spots identificados com base na avaliação de risco



Fonte: Google (2020)

Tabela 3 - Design preliminar das alternativas de remediação

Remediação eletrocinética	Escavação / Disposição	Fitorremediação
Trincheiras de ânodo e cátodo de 0,30 metros de largura e 1,20 metros de profundidade, com um espaçamento de 6 metros	1,80 metros de profundidade de escavação	Cobertura com 0,10 metros de espessura
Trincheira com areia	Local de disposição: 193 km	Fertilizante: 1,36 kg / 9,30 m ²

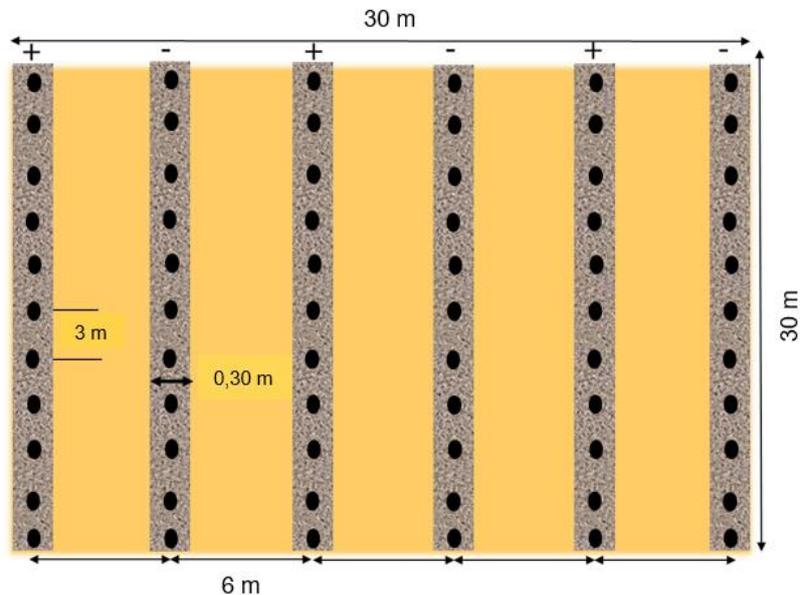
Remediação eletrocinética	Escavação / Disposição	Fitorremediação
10% de peróxido de hidrogênio considerando 1 poro de volume do solo afetado	Aterro de solo escavado	Abastecimento de água com um caminhão-tanque de 15.000 litros
50 kWh/m ³ de eletricidade	4,05 toneladas/caminhão, 10 caminhões, 2 viagens por dia	Fornecimento de 47.000 L / dia de água
Gerador de energia a diesel		Bomba de energia 2HP com taxa de bombeamento de 302 L / minuto
Distância de 32 km considerada para o fornecimento de materiais		Rega uma vez por semana nos primeiros dois meses
Distância de 193 km para a disposição do solo		
Hastes de aço de 5 centímetros de diâmetro como eletrodos, em um espaçamento de 3 metros		

Fonte: Elaborada pelo Autor.

A RE é uma tecnologia de tratamento in situ que envolve a inserção de eletrodos no solo contaminado para abranger a área contaminada e a aplicação de baixo potencial elétrico nos eletrodos. O potencial elétrico induz a migração dos contaminantes em direção aos eletrodos por dois processos primários de transporte, a eletromigração e electrosmose (REDDY; CAMESELL, 2009). A RE é adequada para o tratamento de argilas contaminadas com metais pesados, radionuclídeos e contaminantes orgânicos (REDDY; ADAMS, 2015). As Figuras 18 e 19 mostram o diagrama esquemático do design do sistema adotado para este estudo de caso. Trincheiras no solo de 0,30 metros de largura e 1,20 metros de profundidade, com espaçamento de 6 metros, foram consideradas em cada *hot spot* (900 m²). Hastes de aço de 5 centímetros de diâmetro, com um espaçamento de 3 metros, foram usadas como eletrodos. Cada trincheira é preenchida com areia e uma solução de peróxido de hidrogênio (H₂S₂), que atua como oxidante, com uma concentração de 10%. Um volume de peróxido de hidrogênio equivalente a 1 poro de volume do solo contaminado é injetado. Uma fonte de alimentação de 50 kWh por metro cúbico de solo contaminado é considerada para criar a diferença de potencial necessária entre os ânodos e os cátodos. Projetos alternativos de remediação eletrocinética envolvendo o uso de diferentes materiais para componentes de projeto, diferentes fontes

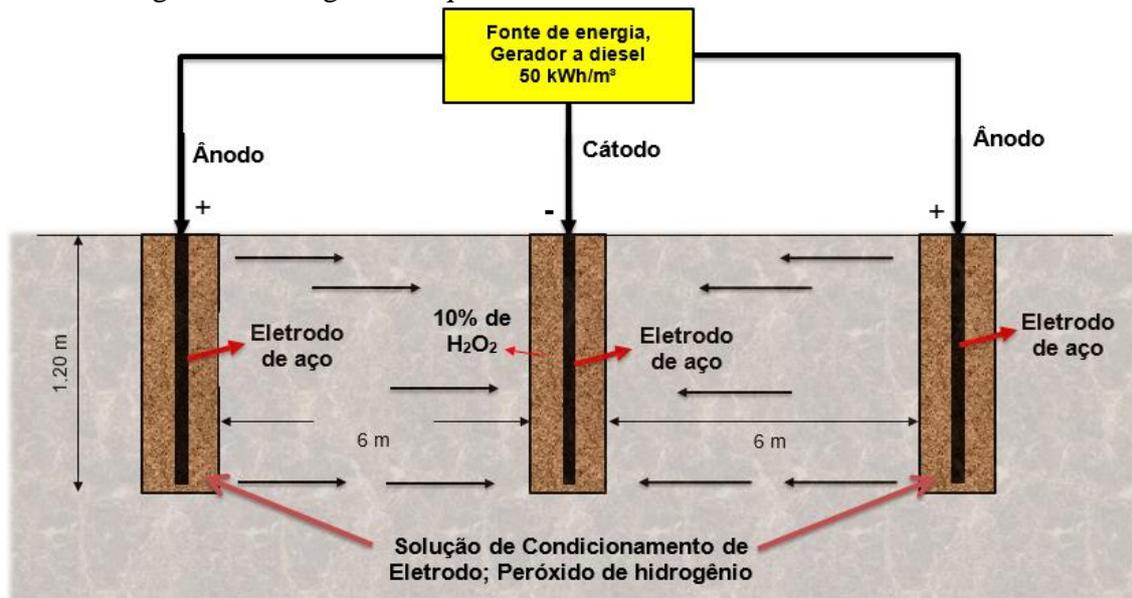
de energia para eletricidade e diferentes distâncias de transporte também foram avaliadas, a fim de realizar uma análise de sensibilidade.

Figura 18 - Diagrama esquemático da RE – Vista superior



Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 19 - Diagrama esquemático da RE – Vista em corte transversal



Fonte: Elaborada pelo Autor.

Segundo Sharma e Reddy (2004), escavação / disposição é a prática mais comum para remediação de solo contaminado. Os solos impactados são removidos da subsuperfície e geralmente são transportados do local contaminado para o local de descarte apropriado. No entanto, escavação / descarte inclui o uso de equipamentos

pesados, que geram emissões atmosféricas significativas da combustão de combustíveis, aumentam o desgaste nas estradas durante o transporte e aumentam o uso da terra e outros impactos ambientais relacionados ao aterro ou descarte. Neste estudo, considerou-se a escavação de 30 metros x 30 metros x 1,21 metros (1.089 m³) de solo contaminado em cada ponto de acesso.

A fitorremediação envolve a remoção, estabilização ou degradação de contaminantes nos solos pelas plantas através de diferentes mecanismos como rizofiltração, fitodegradação, fitoacumulação, fitovolatilização, fitostabilização e rizodegradação (CHIRAKKARA et al., 2015). Além disso, a fitorremediação impede a escavação de solos contaminados, reduz o risco de dispersão de contaminantes e é aplicável à descontaminação de locais com vários poluentes (ITRC, 2009; TAHIR et al., 2016). No entanto, a fitorremediação é um processo lento e os resultados geralmente são incertos. Neste estudo, como parte das considerações do projeto, foram consideradas a camada de cobertura morta de solo de 0,10 metros e o fertilizante de 1,36 kg / 9,30 m². A rega (47.000 L / dia) das plantas foi considerada uma vez por semana nos dois primeiros meses de plantio.

4.3.1.2 Avaliação da sustentabilidade

- Impactos ambientais:

A avaliação dos impactos ambientais, utilizando a ferramenta QUALICS, contou com a seleção de quatro critérios principais, além de indicadores (Quadro 13). Os impactos ambientais de cada opção de remediação, considerados neste estudo de caso, foram avaliados executando a ACV, utilizando o software SimaPro v8.5 e seu inventário de ciclo de vida. A ACV foi realizada usando o método de avaliação de impacto TRACI 2.1 V1.01 / US 2008. TRACI, a Ferramenta para a Redução e Avaliação de Químicos e Outros Impactos Ambientais, é um método de análise de ponto médio desenvolvido pela USEPA especificamente para o inventário do ciclo de vida nos EUA (BARE, 2002).

Quadro 12 - Requisito, critérios e indicadores ambientais considerados no estudo de caso 1

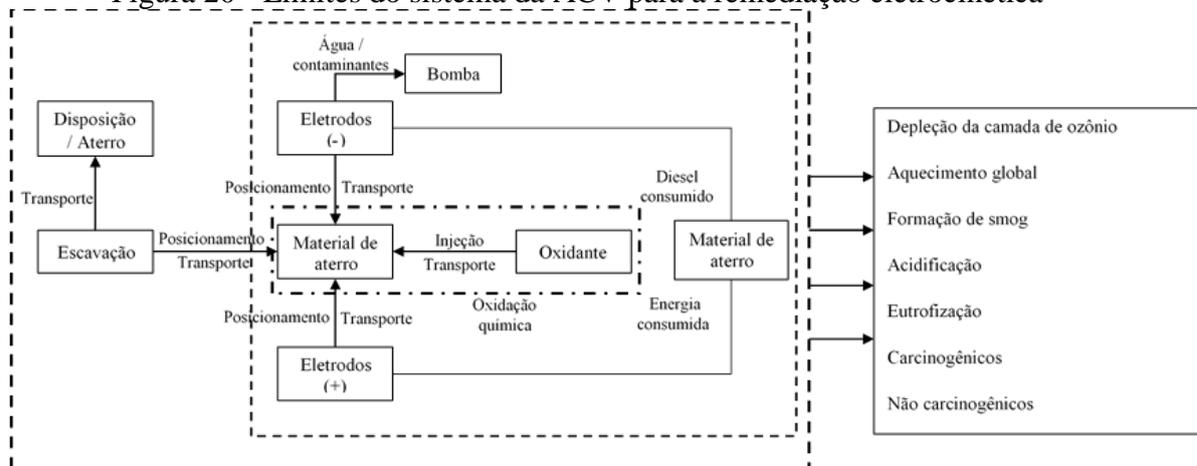
Requisito	Critérios	Indicadores
Ambiental	Ar	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)
		Aquecimento global (kg CO ₂ eq)
		Formação de smog (kg O ₃ eq)

Requisito	Crítérios	Indicadores
		Carcinogênicos (CTUh)
		Não carcinogênicos (CTUh)
		Efeitos respiratórios (PM2.5eq)
	Uso da água e impactos	Acidificação (kg SO2 eq)
		Eutrofização (kg N eq)
	Energia	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)
Terra e ecossistemas	Ecotoxicidade (CTUe)	

Fonte: Elaborado pelo Autor.

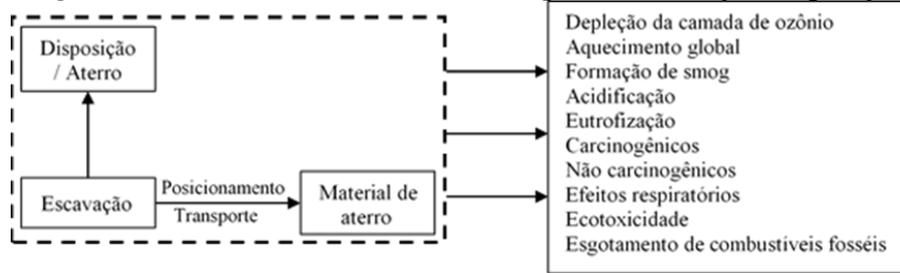
A unidade funcional considerada foi de 30 metros x 30 metros x 1,21 metros de solo contaminado (um *hot spot*). A ACV foi conduzida de acordo com as normas ISO 14.040 e ISO 14.044 (ISO, 2006a, b), seguindo a metodologia de quatro etapas: definição de objetivos e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. As Figuras 20, 21 e 22 apresentam os limites da ACV das opções de remediação analisadas (RE, escavação/disposição e fitorremediação), que incluem a aquisição de matérias-primas, mobilização de equipamentos, uso de energia, construção, transporte e disposição de resíduos.

Figura 20 - Limites do sistema da ACV para a remediação eletrocinética



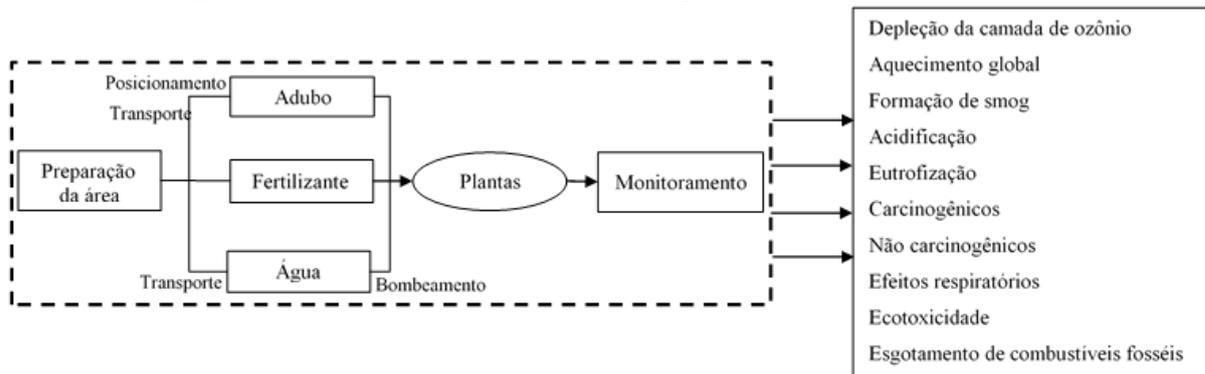
Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 21 - Limites do sistema da ACV para a escavação/disposição



Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 22 - Limites do sistema da ACV para a fitorremediação



Fonte: Elaborada pelo Autor.

▪ Impactos econômicos:

Neste estudo de caso, os indicadores econômicos considerados foram: custo direto de materiais, equipamentos, mão-de-obra e transporte, custo de diferentes operações do local e custo social de CO₂. Os custos diretos e indiretos totais foram determinados para cada alternativa de remediação. O Quadro 14 apresenta os critérios e indicadores considerados.

Quadro 13 - Requisito, critérios e indicadores econômicos considerados no estudo de caso 1

Requisito	Critérios	Indicadores
Econômico	Custos diretos	Materiais
		Operação
	Custos indiretos	Custo social do CO ₂

Fonte: Elaborado pelo Autor.

▪ Impactos sociais:

Os impactos sociais foram avaliados considerando, a partir da ferramenta QUALICS, quatro critérios (socioindividual, sociocomunitário, socioeconômico e

socioambiental) e vinte e um indicadores (Quadro 15). A avaliação quantitativa dos indicadores sociais foi realizada com a ajuda de uma pesquisa on-line na plataforma Google Forms. Esta pesquisa foi enviada a vinte profissionais com conhecimento sobre remediação ambiental e sustentabilidade. A taxa de retorno da pesquisa foi de 70%. Os indicadores que representam os impactos da atividade de remediação na sociedade nos níveis individual, comunitário, econômico e ambiental foram utilizados para compor a pesquisa on-line. Cada indicador foi classificado em uma escala de 1 a 3 (1 sendo o melhor e 3 sendo o pior). Os resultados da pesquisa foram analisados e uma classificação final para cada critério foi gerada com base nas pontuações dadas pelos respondentes.

Quadro 14 - Requisitos, critérios e indicadores sociais considerados no estudo de caso 1

Requisito	Critérios	Indicadores
Social	Sócio-individual	Saúde geral e felicidade
		Atividades geradoras de renda
		Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)
		Risco de lesão por acidente
		Efeito em atividades recreativas
	Sócio-comunitário	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário
		Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda
		Aprimoramento de instalações recreativas
		Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"
		Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público
		Grau de melhoria no valor estético
	Sócio-econômico	Impactos econômicos do projeto na comunidade
		Risco acidental e danos à propriedade
		Efeito no turismo
		Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação
		Oportunidades de emprego durante a construção / remediação
	Sócio-ambiental	Grau de consumo de recursos naturais
		Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)
		Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"
		Grau de proteção concedido aos trabalhadores de remediação por meio de remediação proposta

Requisito	Critérios	Indicadores
		Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"

Fonte: Elaborado pelo Autor.

▪ Ponderação dos requisitos, critérios e indicadores:

Os requisitos e critérios foram ponderados pelo julgamento do tomador de decisão, no caso em questão, o autor desta pesquisa. Já, os indicadores, foram ponderados por profissionais com conhecimento sobre remediação ambiental e sustentabilidade. Foi utilizado o método AHP para determinar as ponderações dos indicadores, a fim de possibilitar a validação da participação das partes interessadas no processo de decisão (Apêndice A). Após aplicação das matrizes aos decisores, conforme proposto no método AHP, foi utilizado o modelo desenvolvido por Goepel (2013) para análise das informações e obtenção dos resultados da ponderação.

A utilização do modelo desenvolvido por Goepel (2013) permite a análise dos julgamentos individuais e a combinação dos mesmos. Também, com os resultados gerados é possível a obtenção, tanto das inconsistências individuais e por grupo analisado, quanto o vetor de prioridades dos elementos analisados. Os dados obtidos das comparações pareadas foram inseridos no modelo, gerando automaticamente as taxas de consistência (CR) e os vetores de prioridades individuais. Neste estudo decidiu-se pela utilização de uma taxa de consistência de 0,20, ou seja, a inconsistência não deve exceder os 20%, conforme exposto por Scala et al. (2010).

▪ Análise de sensibilidade:

Os resultados da ACV e o índice de sustentabilidade de cada opção de remediação dependem amplamente das escolhas e premissas feitas em relação aos métodos e dados utilizados, tornando importante a realização da análise de sensibilidade. No presente estudo de caso, uma análise de sensibilidade foi realizada variando os parâmetros de entrada envolvidos nas etapas do ciclo de vida de cada opção de remediação, como consumo / fonte de energia, distâncias percorridas, materiais utilizados. No processo de cálculo do índice de sustentabilidade, as ponderações de requisitos ambientais, sociais e econômicos também foram variadas para identificar a sensibilidade de diferentes preferências das partes interessadas.

4.3.1.3 Avaliação de impacto ambiental

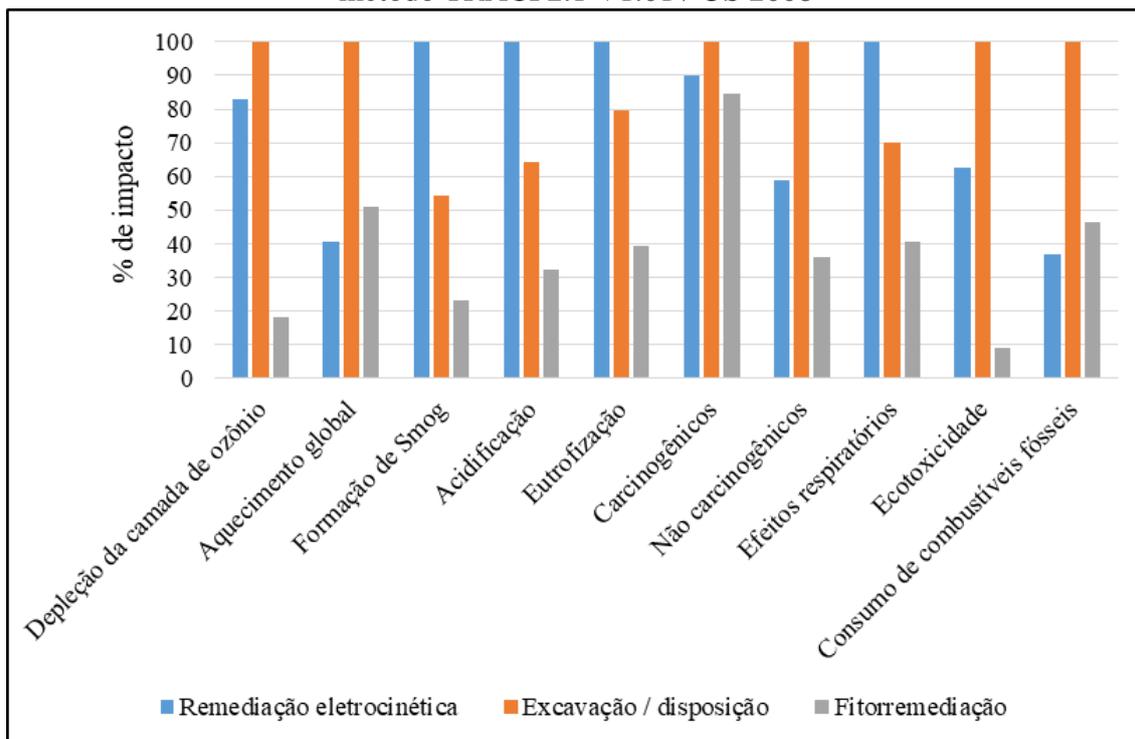
Os valores dos impactos ambientais, conforme TRACI 2.1 V1.01 / US 2008, são apresentados na Tabela 4. A Figura 23 mostra os impactos ambientais das três opções de remediação (RE, escavação / descarte e fitorremediação). A opção RE mostrou as pontuações mais altas em seis categorias de impacto: depleção de ozônio, eutrofização, agentes cancerígenos, não cancerígenos, efeitos respiratórios e ecotoxicidade. Em função das pontuações obtidas para cada categoria de impacto, a RE demonstrou ter os maiores impactos negativos, seguidos pela escavação / disposição. A fitorremediação teve o menor impacto ambiental. Esses resultados sugerem que a RE é a menos ambientalmente sustentável entre as três opções, para as condições específicas avaliadas.

Tabela 4 - Categorias de impacto e resultados para cada alternativa de remediação

Categorias de Impacto	Unidade	RE	Excavação / disposição	Fitorremediação
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	0,014764	0,005259	0,004345
Aquecimento global	kg CO ₂ eq	233.395,4	305.270,5	12.3150,9
Formação de smog	kg O ₃ eq	19.609,08	46.541,97	85.382,36
Acidificação	kg SO ₂ eq	1.307,723	1.856,452	2.887,074
Eutrofização	kg N eq	696,0445	268,8427	338,3483
Carcinogênicos	CTUh	0,076361	0,025393	0,022864
Não carcinogênicos	CTUh	0,09167	0,056515	0,033354
Efeitos respiratórios	kg PM _{2.5} eq	242,007	100,2763	143,1361
Ecotoxicidade	CTUe	3.126.437	1.287.774	808.181
Esgotamento de combustíveis fósseis	Excedente de MJ	284.787,2	485.967,3	178.632,5

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 23 - Avaliação do impacto ambiental das três opções de remediação usando o método TRACI 2.1 V1.01 / US 2008



Fonte: Elaborada pelo Autor.

A maioria dos impactos na RE vem do aterro de solo escavado para abertura das valas, das operações envolvendo colocação de eletrodos, o uso de areia, o fornecimento e injeção de peróxido de hidrogênio e uso de energia associada a ela. A fitorremediação tem os menores impactos negativos, os quais podem ser atribuídos a menores operações mecânicas, materiais e uso de energia, levando a menores emissões e outros impactos ambientais.

Uma análise de sensibilidade foi realizada na RE para identificar os estágios do ciclo de vida que causam a maioria dos impactos. Nesse sentido, diferentes cenários de RE foram analisados considerando diferentes parâmetros de entrada, como valas ou poços, material do eletrodo (aço, grafite ou titânio), espaçamento dos eletrodos (3 metros ou 6 metros), material eletrolítico (10% de H_2O_2 ou 30 % de persulfato de sódio ($Na_2S_2O_8$)), energia (50 kWh/m³ ou 500 kWh/m³) e fonte de energia (diesel (D) ou solar (S)), conforme mostrado na Tabela 5. O caso 1 da RE é igual ao projeto preliminar discutido, anteriormente, na Tabela 3. A avaliação de impactos foi realizada usando o método TRACI 2.1 V1.01 / US 2008 para cada caso de RE e os resultados são mostrados na Figura 24.

Tabela 5 - Otimizações do sistema para a RE

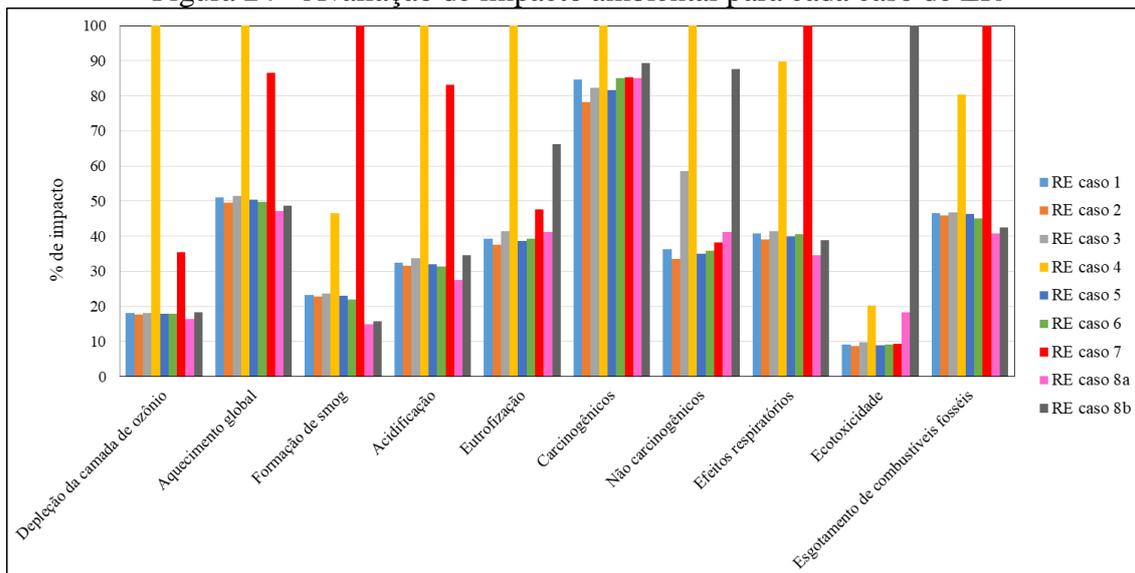
Caso	Vala (V) ou Poço (P)	Espaçamento entre Valas / Poços (metros)	Material do eletrodo	Espaçamento entre eletrodos na vala (metros)	Eletrólito	Energia kWh/m ³	Fonte de energia
RE caso 1	V	6	Aço	3	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	D*
RE caso 2	V	6	Grafite	3	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	D
RE caso 3	V	6	Titânio (Ânodo) e Aço (Cátodo)	3	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	D
RE caso 4	V	6	Aço	3	30% de Na ₂ S ₂ O ₈	50 kWh/m ³	D
RE caso 5	V	6	Aço	6	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	D
RE caso 6	P	6	Aço	3	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	D
RE caso 7	V	6	Aço	3	10% de H ₂ O ₂	500 kWh/m ³	D
RE caso 8a	V	6	Aço	3	10% de H ₂ O ₂	50 kWh/m ³	S**
RE caso 8b	V	6	Aço	3	10% de H ₂ O ₂	500 kWh/m ³	S

* Diesel

**Solar

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 24 - Avaliação de impacto ambiental para cada caso de ER

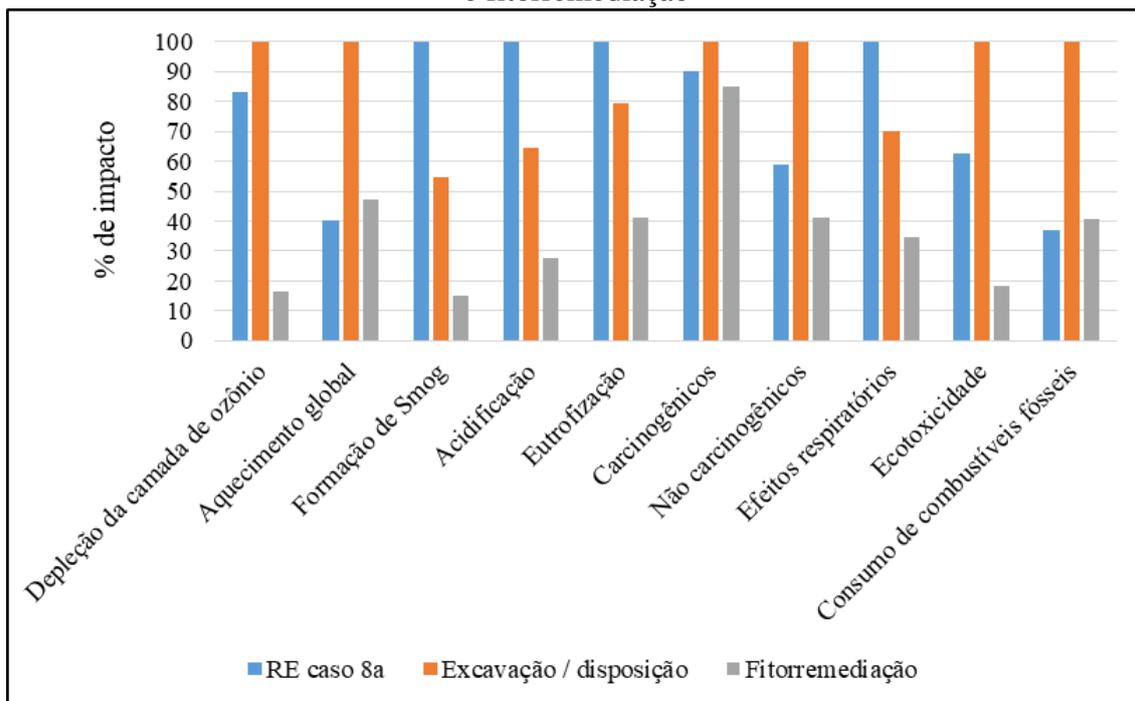


Fonte: Elaborada pelo Autor

O caso 4 da RE obteve a pontuação mais alta na maioria das categorias de impacto: depleção de ozônio, aquecimento global, acidificação, eutrofização, carcinogênicos e não carcinogênicos. O caso 4 da RE é semelhante ao caso 1, exceto para o tipo de eletrólito assumido ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ a 30%). Os impactos associados à fabricação e uso de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ podem ter contribuído para um aumento nos impactos ambientais. Outro caso que teve impactos negativos mais elevados foi o caso 7 da RE. Esse caso foi diferente do caso 1 em termos de uso de energia (500 kWh/m^3).

Entre todos os casos, o caso 8a da RE teve os menores impactos negativos. O caso 8a possuía energia solar, com taxa de uso de energia de 50 kWh/m^3 , sendo que todos os outros parâmetros eram os mesmos do caso 1. No entanto, comparando o caso 8a da RE com as opções de escavação / descarte e fitorremediação, o caso 8a da RE ainda teve os impactos negativos mais altos na maioria das categorias de impacto, como mostrado na Figura 25. Isso significa que a fonte de energia não foi a principal contribuidora para os impactos negativos na RE. A RE em geral teve o maior impacto ambiental negativo entre todas as opções de remediação analisadas.

Figura 25 - Avaliação de impacto ambiental para o caso 8a da RE, escavação / descarte e fitorremediação



Fonte: Elaborada pelo Autor

4.3.1.4 Avaliação de impacto econômico

A Tabela 6 mostra os custos diretos associados aos diferentes estágios do ciclo de vida de cada opção de remediação (RE, escavação / descarte e fitorremediação), sendo os valores expressos em dólar americano. A opção RE se mostrou como a opção mais econômica entre as analisadas. Na RE, a maioria dos impactos advém das operações que envolvem grande quantidade de consumo de combustível durante a colocação dos eletrodos, injeção de peróxido de hidrogênio e gerador de energia a diesel. A fitorremediação apresentou o menor custo, pois possui menor número de operações de consumo de combustível envolvidas. Da mesma forma, a Tabela 7 resume os custos diretos e indiretos para cada opção de remediação, incluindo diferentes casos de RE. O caso 7 da RE teve o custo total mais alto (US \$ 11.501.064,00), enquanto o caso 8 da RE apresentou o menor custo total (US \$ 178.889,00), seguido pelo caso 8b da RE (US \$ 275.733,00). O custo mais alto do caso 7 da RE é atribuído ao maior uso de energia (10 vezes o do caso 1 da RE). Os casos 8^a e 8b da RE usam energia solar para a fonte de alimentação nos eletrodos, o que reduz significativamente o custo. Comparando os custos indiretos, a escavação / disposição tem o maior impacto, que pode ser justificado devido às emissões emitidas durante a escavação e transporte do solo contaminado.

Tabela 6 - Custos diretos de cada alternativa de remediação

Opção	Material/Processo	Quantidade	Custo Unitário	Custo (\$)
Excavação/ disposição	Dragagem de sedimentos contaminados	1.698 m ³	\$ 1,7/ m ³	\$2.888,00
	Transporte de sedimentos escavados	1.698 m ³	\$ 32,12/ m ³	\$54.550,00
	Taxa de disposição	3.177 ton	\$ 278,89/ ton	\$886.033,00
	Areia	1.698 m ³	\$ 18,39/ m ³	\$31.241,00
	Transporte da areia para o local	1.698 m ³	\$ 19,38/ m ³	\$22.729,00
	Colocação da areia	1.698 m ³	\$ 1,7/ m ³	\$2.888,00
Total				\$1.000.329,00
Fitorremediação	Adubo	94,35 m ³	\$ 393,75/ m ³	\$37.151,00
	Abastecimento de adubo	1.833 t-km, 8,7 litros/ t-km	\$ 2,00/ litro diesel	\$31,900
	Fertilizante	0,15 ton	\$ 300/ ton	\$45
	Abastecimento de fertilizante	7,44 t-km, 8,7 litros/ t-km	\$ 2,00/ litro diesel	\$129
	Água	47 m ³	\$ 1,04/ litro	\$49,130
	Abastecimento de água	20.715 t-km, 8,7 litros/ t-km	\$ 2,00/ litro diesel	\$360,448
	Energia	32 kWh	\$ 20/ kWh	\$640
Plantas			\$15.000,00	
Total				\$494.443,00
RE (caso 1)	Excavação da vala	68 m ³	\$ 1,70/ m ³	\$115,70
	Transporte de material escavado	68 m ³	\$ 32,11/ m ³	\$2.185,00
	Taxa de disposição	127 ton	\$ 278,89/ ton	\$35.419,00
	Areia	68 m ³	\$ 18,39/ m ³	\$1.251,00
	Transporte de areia	68 m ³	\$ 13,38/ m ³	\$910,00
	Colocação da areia	68 m ³	\$ 1,70/ m ³	\$115,70
	Eletrodos de aço	1,4 ton	\$ 618,57/ ton	\$866,00
	Transporte dos eletrodos	69,75 t-km, 8,7 litros/ t-km	\$ 2/ litro diesel	\$1.213,65
	10% de peróxido de hidrogênio	37,4 ton.	\$ 45/ ton	\$1.683,00
	Transporte de peróxido de hidrogênio	1.684 t-mile, 8,7 litros/ t-km	\$ 2/ litro diesel	\$32.450,00
	Injeção de solução de peróxido de hidrogênio	4.193 kWh	\$ 20/ kWh	\$83.860,00
	Energia	56,634 kWh	\$ 20/ kWh	\$1.132.680,00
Total				\$1.292.749,00

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Tabela 7 - Custos diretos, indiretos e custo total de casa alternativa de remediação

Caso	Custo direto (\$)	Custo indireto (\$)	Custo total (\$)
RE Caso 1	1.292.749,00	8.402,00	1.301.151,00
RE Caso 2	1.310.997,00	8.166,00	1.319.164,00
RE Caso 3	1.293.977,00	8.477,00	1.302.454,00
RE Caso 4	1.462.388,00	16.479,00	1.478.867,00
RE Caso 5	1.291.801,00	8.294,00	1.300.095,00
RE Caso 6	1.252.989,00	8.196,00	1.261.184,00
RE Caso 7	11.486.789,00	14.275,00	11.501.064,00
RE Caso 8a	170.829,00	8.060,00	178.889,00
RE Caso 8b	267.673,00	8.060,00	275.733,00
Excavação / disposição	1.000.329,00	10.990,00	1.011.319,00
Fitorremediação	494.443,00	4.440,00	498.883,00

Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.3.1.5 Avaliação de impacto social

Os impactos sociais foram avaliados com base nas respostas obtidas por meio de uma pesquisa online utilizando a Google Plataforma. No Apêndice B é demonstrado o formato da pesquisa social realizada. A pontuação geral para cada uma das alternativas de remediação, com base nos resultados da pesquisa online, está resumida na Tabela 8. Uma pontuação mais baixa significa um impacto negativo menor. Entre as três opções de remediação, a RE recebeu a pontuação mais baixa, indicando que tem o menor impacto social negativo e é a melhor opção em relação aos seus impactos sociais. A opção de escavação / destinação final recebeu a maior pontuação, indicando que ela tem o maior impacto social negativo. Como a sustentabilidade social é um campo subjetivo, os resultados podem variar de acordo com o tamanho da amostra social. Fatores como o envolvimento e a experiência dos entrevistados na área de remediação e sustentabilidade também podem influenciar o resultado final.

Tabela 8 - Pontuação geral obtida pelas três alternativas de remediação na avaliação da sustentabilidade social

	RE	Excavação / disposição	Fitorremediação
Sócio-individual	6	12	12
Sócio-comunitário	7	15	13
Sócio-econômico	8	14	9
Sócio-ambiental	9	11	10
Pontuação	30	52	44

Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.3.1.6 Avaliação geral da sustentabilidade

Os requisitos, critérios e indicadores usados para a avaliação geral da sustentabilidade das alternativas de remediação neste estudo são apresentados nos Quadros 16, 17 e 18. No Apêndice C e é apresentado o layout geral da avaliação da sustentabilidade realizada, com todas as informações consideradas e obtidas.

Quadro 15 - Requisito, critérios e indicadores ambientais e seus respectivos pesos

Requisito	W _{Requisito} (%)	Crítérios	W _{Crítério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
Ambiental	33,33	Ar	25	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	13,9
				Aquecimento global (kg CO2 eq)	20,1
				Formação de smog (kg O3 eq)	14,8
				Carcinogênicos (CTUh)	17,8
				Não carcinogênicos (CTUh)	17,1
				Efeitos respiratórios (PM2.5eq)	16,3
		Uso da água e impactos	25	Acidificação (kg SO2 eq)	48,3
				Eutrofização (kg N eq)	51,7

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
		Energia	25	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)	100
		Terra e ecossistemas	25	Ecotoxicidade (CTUe)	100

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Quadro 16 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
Econômico	33,33	Custos diretos	50	Materiais	56,2
				Operação	43,8
		Custos indiretos	50	Custo social do CO ₂	100

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Quadro 17 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos

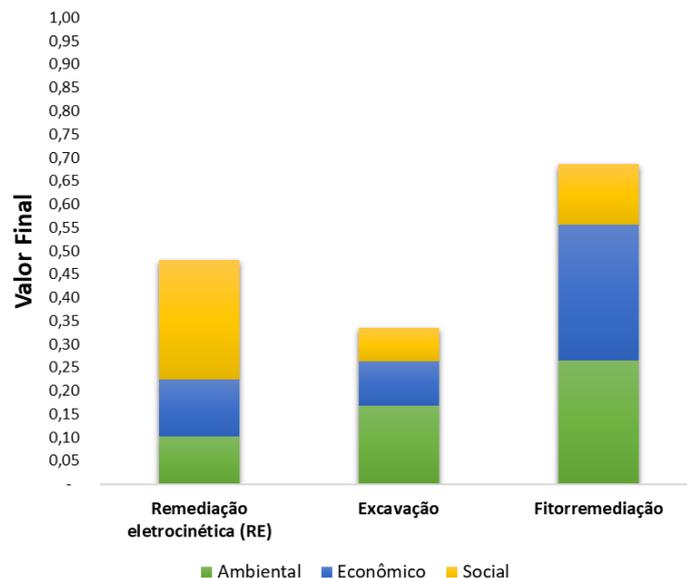
Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
Social	33,34	Sócio-individual	25	Saúde geral e felicidade	20,9
				Atividades geradoras de renda	11,8
				Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)	25,6
				Risco de lesão por acidente	30,3
				Efeito em atividades recreativas	11,4
		Sócio-comunitário	25	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário	23,9
				Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda	14,3
				Aprimoramento de instalações recreativas	17,1
				Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"	14,8
				Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público	14,4
				Grau de melhoria no valor estético	15,5
		Sócio-econômico	25	Impactos econômicos do projeto na comunidade	24,4

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Crítério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)		
				Risco acidental e danos à propriedade	17,2		
				Efeito no turismo	23,2		
				Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação	16,2		
				Oportunidades de emprego durante a construção / remediação	19		
		Sócio-ambiental				Grau de consumo de recursos naturais	17,7
						Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)	25,5
						Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"	21,5
						Grau de proteção concedido aos trabalhadores de remediação por meio de remediação proposta	16,5
						Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"	18,8

Fonte: Elaborado pelo Autor.

O índice de sustentabilidade (V_{final}) para cada alternativa de remediação avaliada (RE, escavação / destinação e fitorremediação) é apresentado na Figura 22. A análise de sensibilidade foi realizada atribuindo diferentes pesos aos três pilares da sustentabilidade, buscando determinar como a decisão de sustentabilidade é afetada pela importância relativa atribuída a cada pilar da sustentabilidade. A Figura 26 mostra os resultados em que uma ponderação igual (33,33% - Cenário 1) foi dada a cada uma das dimensões (ambiental, econômica e social). A fitorremediação obteve a pontuação mais alta (valor final), o que significa que é a opção mais sustentável entre as três opções de remediação.

Figura 26 - Índice de sustentabilidade – Cenário 1 da análise de sensibilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

A fim de avaliar como a ponderação atribuída a cada pilar da sustentabilidade afeta a pontuação final, foi realizada uma análise de sensibilidade, por meio da atribuição de diferentes pesos aos requisitos ambiental, econômico e social. Na Tabela 9 são apresentadas as pontuações obtidas em cada cenário analisado. Em ambos os cenários, a fitorremediação obteve a pontuação mais alta, seguida pela RE, enquanto que em todos os cenários a excavação / disposição apresentou a menor pontuação, ou seja, se mostrou a opção menos sustentável quando consideramos os três pilares da sustentabilidade (ambiental, econômico e social).

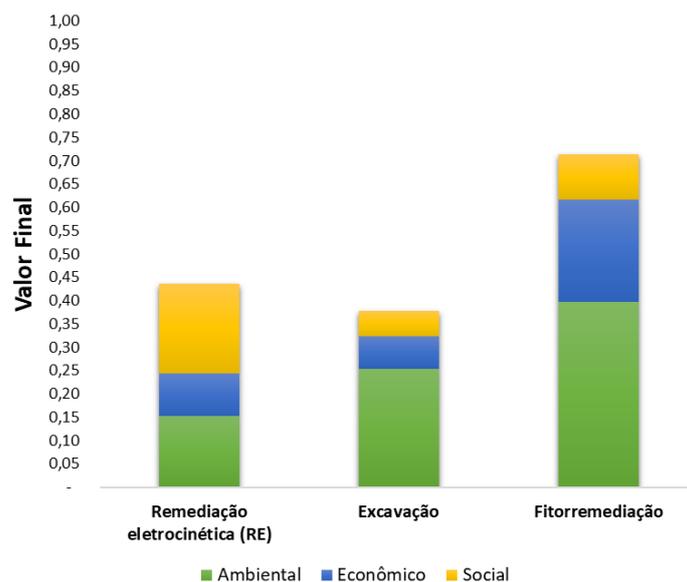
Tabela 9 - Índices de sustentabilidade obtidas para cada cenário analisado

Cenários	Pilar	Ponderação (%)	RE	Excavação / disposição	Fitorremediação
			Valor final (V_{final})		
1	Ambiental	33,33	0,48	0,33	0,69
	Econômico	33,33			
	Social	33,34			
2	Ambiental	50,00	0,44	0,38	0,71
	Econômico	25,00			
	Social	25,00			
3	Ambiental	25,00	0,45	0,32	0,73
	Econômico	50,00			
	Social	25,00			
4	Ambiental	25,00	0,55	0,30	0,61
	Econômico	25,00			
	Social	50,00			

Fonte: Elaborada pelo Autor.

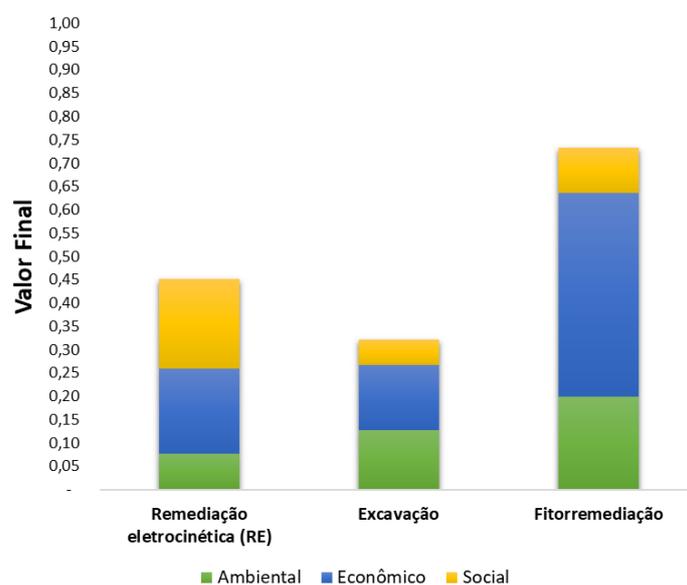
As Figuras 27, 28 e 29 apresentam os resultados obtidos por meio da atribuição de diferentes pesos as dimensões ambientais, econômicas e sociais. A Figura 22 demonstra a pontuação obtida, para cada opção de remediação, em um cenário (2) onde o pilar ambiental recebeu uma maior ponderação (50%). Já nos resultados apresentados na Figura 23 (cenário 3), assumiu-se uma ponderação de 50% para o pilar econômico, enquanto que na Figura 24 são demonstrados os resultados do cenário (4) onde o pilar social recebeu ponderação de 50%.

Figura 27 - Índice de sustentabilidade - Cenário 2 da análise de sensibilidade



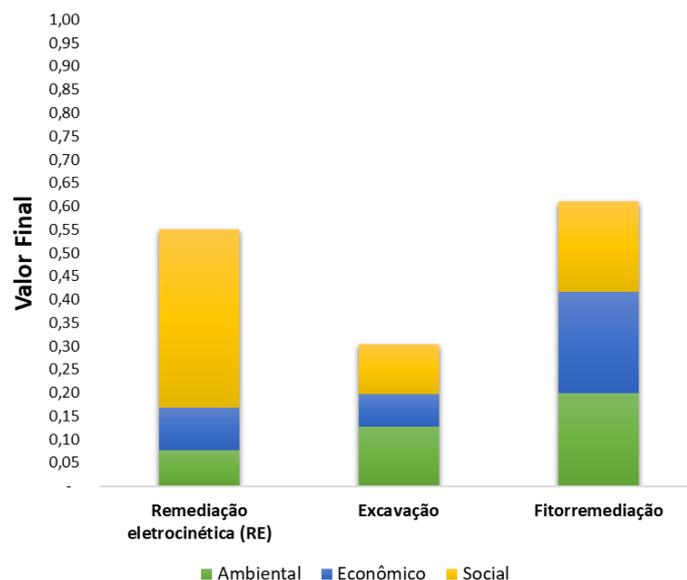
Fonte: Elaborada pelo Autor

Figura 28 - Índice de sustentabilidade – Cenário 3 da análise de sensibilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

Figura 29 - Índice de sustentabilidade – Cenário 4 da análise de sensibilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

Neste estudo de caso, a sustentabilidade geral de três alternativas de remediação (RE, escavação / descarte e fitorremediação) foi avaliada usando a ferramenta QUALICS. A avaliação de sustentabilidade mostrou que a opção de fitorremediação é a opção mais sustentável, com o menor impacto ambiental e econômico. No entanto, socialmente, a RE foi a escolha mais preferida. Diferentes casos foram avaliados variando as preferências relativas dos aspectos ambientais, econômicos e sociais. Em todos os casos, a fitorremediação pareceu ser a opção mais sustentável entre as três opções consideradas. A preferência relativa dos aspectos ambientais, econômicos e sociais depende da importância relativa desses aspectos para o projeto e da preferência das partes interessadas.

4.3.2 Estudo de caso 2

4.3.2.1 Seleção das alternativas de remediação para comparação

O objetivo principal da remediação é conter os contaminantes e evitar a contaminação da água no lago e nos organismos bênticos. Duas alternativas de remediação foram selecionadas neste estudo: 1) sistema de encapamento convencional; e 2) encapamento modificado com núcleo reativo e carvão ativado.

1) Sistema de encapamento convencional:

O sistema de encapamento convencional considerado neste estudo é composto, inicialmente, por uma camada de 0,30 metros de areia média. Na sequência, outra camada de 0,07 metros de areia média, a qual atua como um fator de segurança para o potencial de exposição. Acima disso, são colocadas 0,10 metros de espessura de cascalho angular, variando em tamanho para manter a areia no lugar e limitar qualquer potencial bioturbação e mistura do material do sistema de capeamento devido à ebulição. Semelhante à areia, mais 0,07 metros de cascalho são colocados como um subsídio de substituição. Devido à localização da área de destino em um delta que experimenta altos fluxos periódicos, é necessário instalar um sistema de encapamento blindado (*armored cap*), especialmente na área adjacente ao recebimento da drenagem pluvial. Uma camada de 0,10 metros de pedras angulares variando em tamanho de 0,07 a 0,10 metros (enrocamento) é colocada no topo como uma armadura.

A área a receber o sistema está localizada perto da costa e possui profundidades de águas rasas, de modo que os materiais de cobertura podem ser colocados com uma retroescavadeira da costa. É considerado que todos os materiais do sistema de capeamento podem ser adquiridos em uma pedreira localizada a aproximadamente 20 quilômetros de Cedar Lake. Como o lago está localizado na planície de inundação de 100 anos, o volume total de armazenamento deve ser mantido constante. O estudo realizado em 2016 mostrou que os dois primeiros metros de sedimentos no Lago Norte estão abaixo dos níveis de risco. Portanto, 0,30 metros de sedimento será removido do North Lake, mantendo o volume total igual ao volume de materiais introduzidos no South Lake (5.535 m³). A zona bentônica limpa com 0,30 metros ainda estará disponível no North Lake para a proteção da saúde humana e do meio ambiente contra contaminantes que possam estar presentes nos pontos mais profundos. Os sedimentos em North Lake são geralmente lodos e argilas e, portanto, não são adequados para uso do sistema de capeamento convencional. Esses sedimentos devem, portanto, ser descartados ou reutilizados em um local diferente. Para os fins desta avaliação, os sedimentos a serem dragados para manter o volume de armazenamento também serão descartados como resíduos especiais devido ao potencial histórico de contaminação.

2) Encapamento modificado com núcleo reativo e carvão ativado:

O encapamento modificado refere-se a uma melhoria do encapamento convencional em termos de espessura, materiais e eficiência, sendo semelhantes em design. Um núcleo reativo, consistindo em carvão ativado granular entre dois tecidos

geotêxteis, é colocado diretamente sobre o sedimento contaminado. Considera-se o tapete de núcleo reativo constituído por 1,95 kg/m² de carvão ativado granular (CETCO, 2017), que absorverá qualquer potencial contaminante, limitando assim o risco de exposição devido à ebulição e à bioturbação. Sobrejacente, diretamente à manta de núcleo reativo de meia 12,7 mm de espessura, haverá 20 cm de areia, que atuará como a zona bentônica dos organismos aquáticos. Como o carvão ativado granular limita a passagem de contaminantes em potencial pela areia, o cascalho sobreposto não é necessário e apenas a armadura de enrocamento para alto fluxo será colocada. Semelhante ao capeamento convencional, uma camada de sedimento com 0,30 metros de espessura será removida do North Lake para manter o volume de armazenamento do Cedar Lake como um todo.

4.3.2.2 Avaliação da sustentabilidade

- Impactos ambientais:

A avaliação dos impactos ambientais das duas alternativas de remediação foi realizada executando a ACV, utilizando o software SimaPro v8.5 e seu inventário de ciclo de vida. A ACV avalia os impactos ambientais associados a todo o ciclo de vida do projeto, desde a aquisição, construção e uso do material até a disposição dos resíduos. A avaliação dos impactos ambientais na ferramenta QUALICS foi realizada a partir da seleção de quatro critérios principais, sendo estes subdivididos em dez indicadores (Quadro 19).

Quadro 18 - Requisito, critérios e indicadores ambientais considerados no estudo de caso 2

Requisito	Crítérios	Indicadores
Ambiental	Ar	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)
		Aquecimento global (kg CO2 eq)
		Formação de smog (kg O3 eq)
		Carcinogênicos (CTUh)
		Não carcinogênicos (CTUh)
		Efeitos respiratórios (PM2.5eq)
	Uso da água e impactos	Acidificação (kg SO2 eq)
		Eutrofização (kg N eq)

Requisito	Crítérios	Indicadores
	Energia	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)
	Terra e ecossistemas	Ecotoxicidade (CTUe)

Fonte: Elaborada pelo Autor

A unidade funcional considerada para a ACV foi de 8.631 m², que corresponde a área total com sedimentos contaminados e que requerem remediação. As entradas para quantidades de material usadas para a ACV são mostradas na Tabela 10. A Tabela 11 mostra a localização e a distância do local até as pedreiras e o local de disposição dos resíduos. A avaliação de impacto foi realizada usando o método de avaliação de impacto TRACI (Ferramenta para a Redução e Avaliação de Impactos Químicos e outros Impactos Ambientais) desenvolvido pela USEPA (BARE, 2002). O inventário usado na execução da ACV foi adotado a partir do banco de dados no software da ACV. Para os materiais não listados no banco de dados, foi criado um material fictício que representava de forma semelhante as propriedades do material original para uso na análise.

Tabela 10 - Inventário de materiais das alternativas de remediação

Material	Encapamento convencional	Encapamento modificado
Sedimentos dragados (argila) (ton)	16.520	10.457
Areia (ton)	6.188	4.950
Cascalho (1"- 1 ^{1/4} ") (ton)	3.019	-
Cascalho (3"- 4") (ton)	1.725	1.725
Tecido geotêxtil (ton)	-	21,2
Carvão ativado granular (GAC) (ton)	-	1,8

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Tabela 11 - Localização das fontes de matéria-prima e locais de disposição

Origem / Localização	Material	Distância (km)
Cedar Rapids, Iowa	Sedimentos dragados	10,6
Cedar Rapids, Iowa	Areia	16,25
	Cascalho (1"- 1 ^{1/4} ")	
	Cascalho (3"- 4")	
Arlington Heights, Illinois	Núcleo reativo	396

Fonte: Elaborada pelo Autor.

As Figuras 16, 17 e 18 apresentam os limites da ACV das opções de remediação analisadas, sendo considerada a aquisição de matérias-primas, mobilização de equipamentos, uso de energia, construção, transporte e disposição de resíduos.

▪ Impactos econômicos:

A avaliação econômica foi realizada considerando os custos diretos e indiretos (Quadro 20). Os custos diretos incluem o custo dos materiais, do transporte, do descarte de rejeitos, da operação e mão de obra. Os custos indiretos considerados em ambas as opções de remediação incluem o custo social dos gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO₂).

Quadro 19 - Requisito, critérios e indicadores econômicos considerados no estudo de caso 2

Requisito	Critérios	Indicadores
Econômico	Custos diretos	Materiais
		Operação
	Custos indiretos	Custo social do CO ₂

Fonte: Elaborado pelo Autor.

▪ Impactos sociais:

Os impactos sociais de cada opção de remediação foram avaliados por meio de uma pesquisa on-line, utilizando a plataforma Google Forms (Apêndice D). A pesquisa foi realizada entre alunos de pós-graduação na University of Illinois at Chicago, Estados Unidos, os quais cursavam as disciplinas de Engenharia de Remediação Ambiental e Engenharia Sustentável. Um total de 40 alunos foram convidados a responder o questionário, sendo que a participação foi de 100%, ou seja, todos os convidados responderam a pesquisa. Foram selecionados vinte e dois indicadores que descrevem o impacto de cada uma das opções de remediação nos aspectos sociais nos níveis individual, comunitário, econômico e ambiental. As quatro principais áreas de aspectos sociais (sócio-individual, sócio-comunitário, sócio-econômico e sócio-ambiental) foram divididas em subcategorias ou indicadores. O Quadro 21 mostra os indicadores selecionados para avaliação da sustentabilidade social.

Quadro 20 - Requisito, critérios e indicadores sociais considerados no estudo de caso 2

Requisito	Critérios	Indicadores
Social	Sócio-individual	Saúde geral e felicidade
		Atividades geradoras de renda
		Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)
		Risco de lesão por acidente
		Efeito em atividades recreativas
	Sócio-comunitário	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário
		Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda
		Aprimoramento de instalações recreativas
		Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"
		Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público
	Sócio-econômico	Grau de melhoria no valor estético
		Impactos econômicos do projeto na comunidade
		Risco acidental e danos à propriedade
		Efeito no turismo
		Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação
		Oportunidades de emprego durante a construção / remediação
		Impacto na atividade de pesca
	Sócio-ambiental	Impacto no ambiente aquático
		Grau de consumo de recursos naturais
		Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"		
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"		

Fonte: Elaborado pelo Autor.

▪ Ponderação dos requisitos, critérios e indicadores:

Neste estudo de caso, os requisitos, critérios e indicadores foram ponderados pelo próprio tomador de decisão, no caso, o autor da pesquisa.

▪ Análise de sensibilidade:

Os resultados da ACV e o índice de sustentabilidade de cada opção de remediação dependem amplamente das escolhas e premissas feitas em relação aos métodos e dados

utilizados, tornando importante a realização da análise de sensibilidade. No presente estudo de caso, uma análise de sensibilidade foi realizada variando as ponderações de requisitos ambientais, sociais e econômicos, buscando identificar a sensibilidade de diferentes preferências das partes interessadas.

4.3.2.3 Avaliação de impacto ambiental

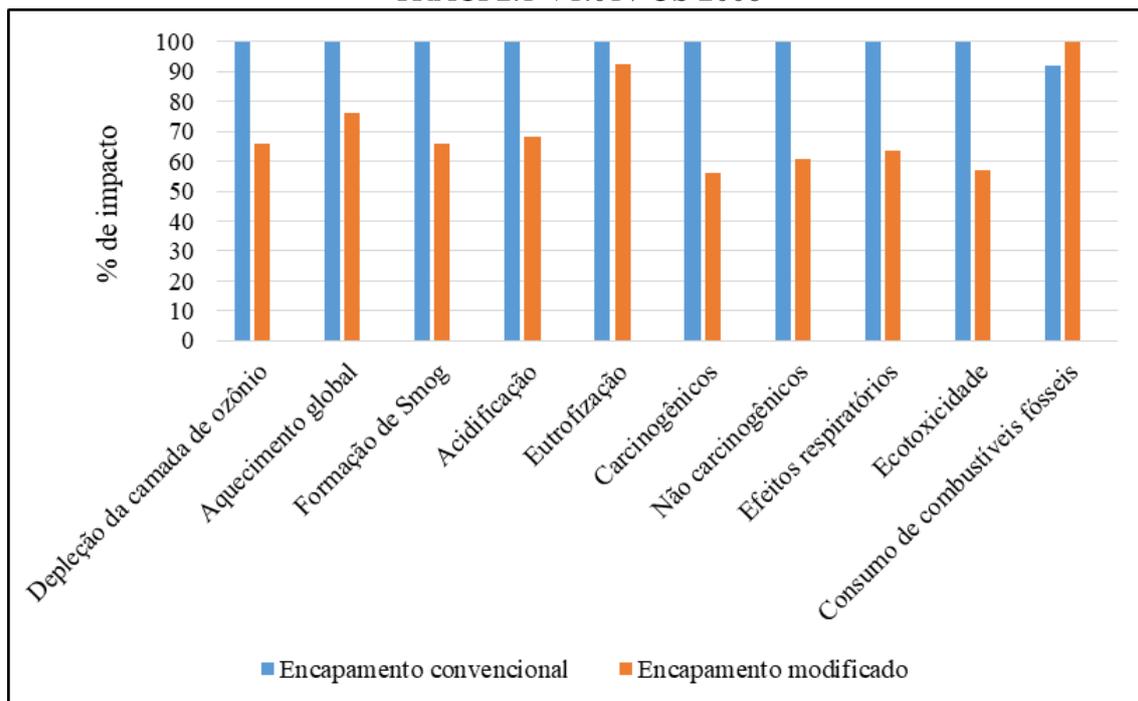
A Tabela 12 mostra os impactos ambientais obtidos por meio da ACV. Como pode ser visto, cada categoria de impacto possui diferentes unidades de medida. Assim, os impactos são normalizados com relação ao contribuinte mais alto em cada categoria de impacto e expressos em termos de porcentagem, como mostrado na Figura 30. O encapamento convencional demonstra ter os maiores impactos negativos na maioria das categorias de impacto, tornando-o menos sustentável do que o encapamento modificado. Como o encapamento modificado emprega menor quantidade de materiais, a aquisição de matéria-prima é significativamente menor, assim como o transporte, que geralmente são os principais contribuintes dos impactos ambientais.

Tabela 12 - Impactos ambientais obtidos por meio da ACV

Categorias de Impacto	Unidade	Encapamento convencional	Encapamento modificado
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	0,252737	0,166678
Aquecimento global	kg CO ₂ eq	313.195,88	238.008,05
Formação de smog	kg O ₃ eq	57.259,81	37.700,01
Acidificação	kg SO ₂ eq	2.467,43	1.682,71
Eutrofização	kg N eq	427,12	395,39
Carcinogênicos	CTUh	0,012413	0,006951
Não carcinogênicos	CTUh	0,084906	0,051541
Efeitos respiratórios	kg PM _{2.5} eq	167,50	106,70
Ecotoxicidade	CTUe	1.210.528,47	688.054,73
Esgotamento de combustíveis fósseis	Excedente de MJ	501.955,87	545.778,42

Fonte: Elaborada pelo Autor.

Figura 30 - Avaliação do impacto ambiental das opções de remediação usando o método TRACI 2.1 V1.01 / US 2008



Fonte: Elaborada pelo Autor

4.3.2.4 Avaliação de impacto econômico

A Tabela 13 apresenta os custos diretos e indiretos para cada opção de remediação. Os custos diretos foram estimados usando um inventário on-line de dados de custos de construção (www.allcostdata.com). Os custos diretos do encapsamento convencional são maiores do que os do encapsamento modificado. O custo indireto foi calculado com base na quantidade de emissões obtidas da ACV. O custo social do CO₂ foi obtido na USEPA (2017). Os custos diretos e indiretos do encapsamento convencional mostraram-se mais elevados que os do encapsamento modificado.

Tabela 13 - Custos diretos e indiretos para cada opção de remediação

Custos	Encapamento convencional	Encapamento modificado
Custos diretos (US \$)	806.404,00	751.731,00
Custo indireto (US \$)	6.779,00	11.156,00
Custo total (US \$)	813.183,00	762.887,00

Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.3.2.5 Avaliação de impacto social

Os resultados da pesquisa social, utilizando a plataforma on-line Google Plataform, estão resumidos na Tabela 14. O encapamento modificado recebeu a pontuação mais baixa entre as duas opções de remediação, o que significa que o mesmo tem menores impactos sociais ou maior preferência social. Estes resultados foram provenientes de respostas obtidas de nove respondentes. Como a sustentabilidade social é um campo subjetivo, os resultados podem variar com o aumento do número de entrevistados e o conhecimento deles sobre a temática.

Tabela 14 - Custos diretos e indiretos para cada opção de remediação

	Encapamento convencional	Encapamento modificado
Sócio-individual	9	6
Sócio-comunitário	12	6
Sócio-econômico	12	6
Sócio-ambiental	9	6
Pontuação	42	24

Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.3.2.6 Avaliação geral da sustentabilidade

Nos Quadros 22, 23 e 24 são apresentados os requisitos, critérios e indicadores usados para a avaliação geral da sustentabilidade das alternativas de remediação neste estudo de caso. No Apêndice E é apresentado o layout geral da avaliação da sustentabilidade realizada, com todas as informações consideradas e obtidas.

Quadro 21 - Requisito, critérios e indicadores ambientais e seus respectivos pesos

Requisito	$W_{\text{Requisito}}$ (%)	Critérios	$W_{\text{Critério}}$ (%)	Indicadores	$W_{\text{Indicador}}$ (%)
Ambiental	33,33	Ar	25	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	17
				Aquecimento global (kg CO ₂ eq)	17
				Formação de smog (kg O ₃ eq)	16,5
				Carcinogênicos (CTUh)	16,5

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
				Não carcinogênicos (CTUh)	16,5
				Efeitos respiratórios (PM2.5eq)	16,5
		Uso da água e impactos	25	Acidificação (kg SO ₂ eq)	50
				Eutrofização (kg N eq)	50
		Energia	25	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)	100
		Terra e ecossistemas	25	Ecotoxicidade (CTUe)	100

Fonte: Elaborado pelo Autor

Quadro 22 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
Econômico	33,33	Custos diretos	50	Materiais	50
				Operação	50
		Custos indiretos	50	Custo social do CO ₂	100

Fonte: Elaborado pelo Autor

Quadro 23 - Requisito, critérios e indicadores econômicos e seus respectivos pesos

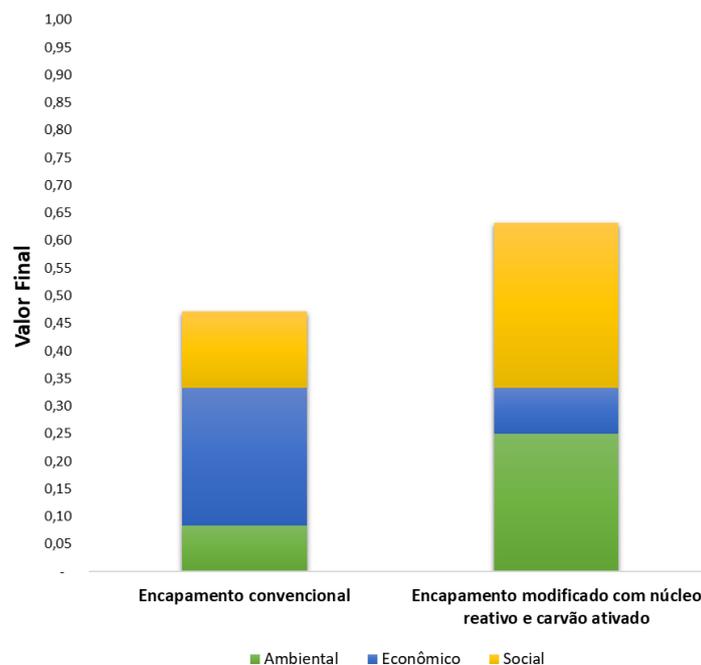
Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Critério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)
Social	33,33	Sócio-individual	25	Saúde geral e felicidade	20
				Atividades geradoras de renda	20
				Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)	20
				Risco de lesão por acidente	20
				Efeito em atividades recreativas	20
		Sócio-comunitário	25	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário	17
				Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda	16,5
				Aprimoramento de instalações recreativas	16,5

Requisito	W _{Requisito} (%)	Critérios	W _{Crítério} (%)	Indicadores	W _{Indicador} (%)		
				Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"	17		
				Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público	16,5		
				Grau de melhoria no valor estético	16,5		
		Sócio-econômico	25			Impactos econômicos do projeto na comunidade	17
						Risco acidental e danos à propriedade	16,5
						Efeito no turismo	16,5
						Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação	16,5
						Oportunidades de emprego durante a construção / remediação	16,5
						Impacto na atividade de pesca	17
		Sócio-ambiental	25			Impacto no ambiente aquático	20
						Grau de consumo de recursos naturais	20
						Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)	20
						Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"	20
						Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"	20

Fonte: Elaborado pelo Autor

A Figura 31 apresenta o índice de sustentabilidade para as duas alternativas de remediação avaliadas, sendo considerada as ponderações apresentadas nas Tabelas 16, 17 e 18. O encapamento modificado obteve a pontuação mais alta (Valor Final), o que significa que é a opção mais sustentável entre as duas opções de remediação.

Figura 31 - Índice de sustentabilidade - Cenário 1 da análise de sensibilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

Buscando avaliar como a ponderação atribuída a cada pilar da sustentabilidade afeta a pontuação final, foi realizada uma análise de sensibilidade, por meio da atribuição de diferentes pesos aos requisitos ambiental, econômico e social. A Tabela 15 demonstra os pesos atribuídos a cada requisito e a pontuação final obtida para cada opção de remediação.

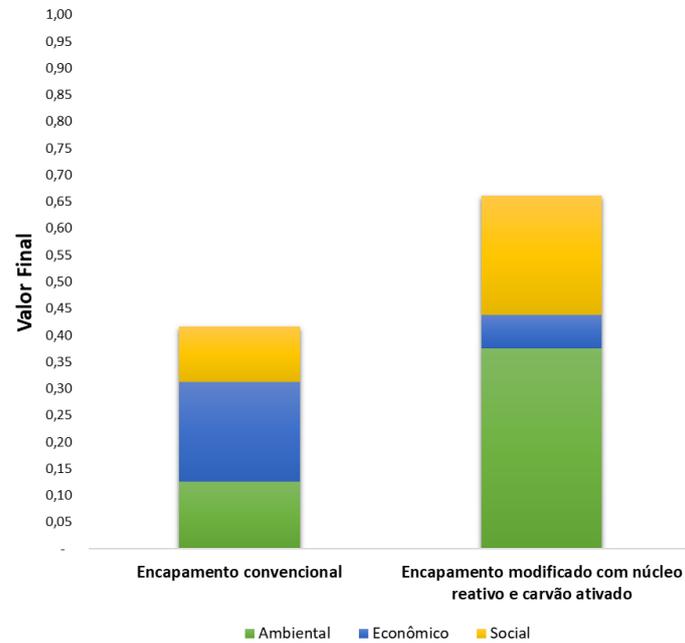
Tabela 15 - Índice de sustentabilidade de cada cenário

Cenários	Pilar	Ponderação (%)	Encapamento convencional	Encapamento modificado
			Valor Final (<i>V_{final}</i>)	
1	Ambiental	33,33	0,47	0,63
	Econômico	33,33		
	Social	33,33		
2	Ambiental	50,00	0,42	0,66
	Econômico	25,00		
	Social	25,00		
3	Ambiental	25,00	0,54	0,54
	Econômico	50,00		
	Social	25,00		
4	Ambiental	25,00	0,46	0,70
	Econômico	25,00		
	Social	50,00		

Fonte: Elaborada pelo Autor.

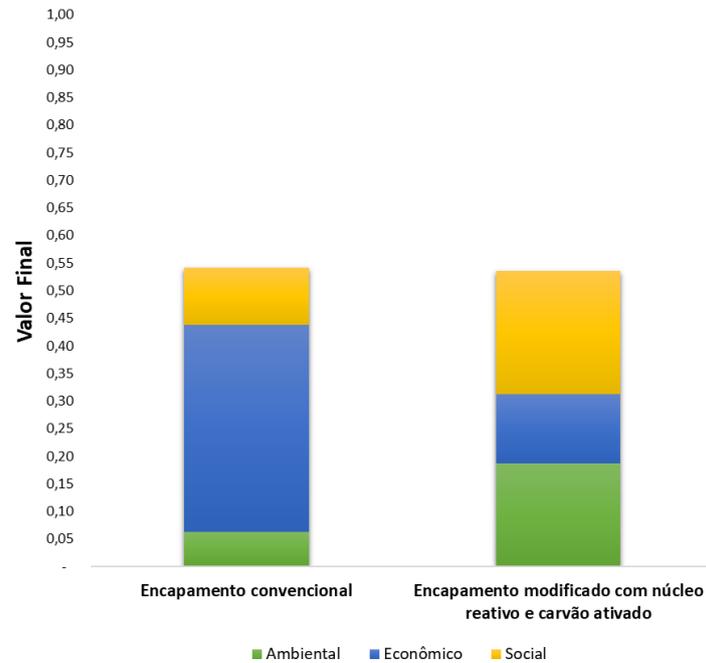
Nas Figuras 32, 33 e 34 são apresentadas as pontuações obtidas, com detalhamento para cada pilar da sustentabilidade.

Figura 32 - Índice de sustentabilidade - Cenário 2 da análise de sensibilidade



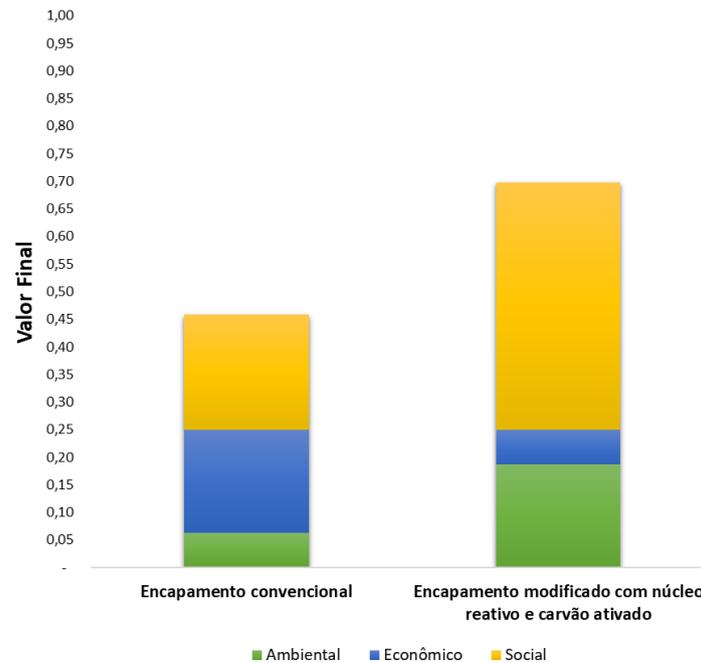
Fonte: Elaborada pelo Autor

Figura 33 - Índice de sustentabilidade - Cenário 3 da análise de sensibilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

Figura 34 - Índice de sustentabilidade - Cenário 4 da análise de sustentabilidade



Fonte: Elaborada pelo Autor

Nos cenários 01, 02 e 04, a opção de encapamento modificado apresentou a maior pontuação, ou seja, se mostrou a mais sustentável mesmo após a realização da análise de sensibilidade. No cenário 03, no qual os requisitos ambiental e social receberam a mesma ponderação (25%) e o requisito econômico recebeu uma ponderação de 50%, foi identificada uma igualdade entre ambas as alternativas de remediação. Isso demonstra que a ponderação dos componentes analisados tem influência direta nos resultados obtidos, sendo esta uma etapa de fundamental importância.

5 PRODUÇÃO CIENTÍFICA OBTIDA COM O ESTUDO

Os artigos publicados em periódicos ao longo do estudo de tese (e relacionados a tese) estão listados abaixo:

- A. TRENTIN, A. W. S.; REDDY, K. R.; KUMAR, G.; CHETRI, J. K.; THOMÉ, A. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. **Chemosphere**, v. 230, p. 92-106, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.200>.
- B. TRENTIN, A. W. da S.; BRAUN, A. B.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A.; REDDY, K. R. Methodology for quantifying the social sustainability index for environmental projects. **Environmental Geotechnics**, 2019. <https://doi.org/10.1680/jenge.19.00037>.
- C. BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. da S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: Case of Brazil. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104533, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104533>.
- D. BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. da S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Sustainable Remediation: A New Way of Thinking the Contaminated Sites Management. **Soils and Rocks**, v. 43, n. 1, p. 97-108, 2020. <https://doi.org/10.28927/SR.431097>.

6 CONCLUSÃO

A revisão sistemática realizada permite concluir que a remediação sustentável tem ganhado cada vez mais destaque no cenário internacional. A tomada de decisão, que por muitos anos se baseou na avaliação econômica, tem passado por avanços constantes. A consideração de critérios ambientais, econômicos e sociais tem sido incorporada como um fator fundamental no processo de tomada de decisão em projetos de remediação de áreas contaminadas. Frente a isso, ferramentas voltadas para a avaliação da sustentabilidade e, conseqüentemente, comparação de diferentes alternativas de remediação, tem sido desenvolvidas nos últimos anos.

Entretando, o levantamento realizado permitiu concluir que, embora existam ferramentas desenvolvidas para a avaliação da sustentabilidade, estas ainda pecam em sua forma de abordagem, não abrangendo de forma satisfatória os conceitos de sustentabilidade, bem como não considerando a participação das partes interessadas no processo de tomada de decisão. A avaliação dos impactos ambientais e econômicos, em especial os ambientais, já possuem uma grande variedade de metodologias e ferramentas bem desenvolvidas e comprovadamente eficientes. Porém, a avaliação dos impactos sociais se mostra carente, em especial pela sua subjetividade e por se tratar de aspectos qualitativos. A integração destes três aspectos, de forma quantitativa, também carece de metodologias e ferramentas.

Uma ferramenta foi desenvolvida para apoiar a tomada de decisões em projetos de remediação, alcançando o objetivo geral desta pesquisa. A ferramenta QUALICS é a integração das metodologias MIVES e AHP, visando facilitar a tomada de decisão em projetos de remediação de áreas contaminadas. Ela considera os três pilares da sustentabilidade (ambiental, econômico e social) com uma perspectiva de ciclo de vida e quantifica o índice de sustentabilidade para cada opção de remediação em consideração, com base nas preferências das partes interessadas. Diferentemente da maioria das ferramentas de suporte à decisão existentes, desenvolvidas para a avaliação da sustentabilidade de opções de remediação para locais contaminados, a ferramenta QUALICS fornece meios para envolver as partes interessadas no processo de tomada de decisão. O uso do método AHP permite que as partes interessadas participem do processo de tomada de decisão ponderando os requisitos, critérios e indicadores.

Nos estudos de caso desenvolvidos nesta pesquisa, a sustentabilidade geral de diferentes opções de remediação foi avaliada utilizando a ferramenta QUALICS,

mostrando que é válida e eficiente a sua aplicação. Para o estudo de caso 1, a avaliação de sustentabilidade mostrou que a fitorremediação é a opção mais sustentável, com menor impacto ambiental e econômico. No entanto, ao analisar o resultado da avaliação social, nota-se que a RE foi a escolha preferida. Diferentes casos foram avaliados, variando as ponderações dos aspectos ambientais, econômicos e sociais. Em todos os casos, a fitorremediação demonstrou ser a opção mais sustentável entre as três opções consideradas.

No estudo de caso 2, o encapamento modificado apresentou o melhor índice de sustentabilidade quando comparado ao encapamento convencional. Analisando o resultado individual de cada eixo (ambiental, econômico e social), percebe-se que o encapamento modificado apresentou os menores impactos em ambos. Realizando a análise de sensibilidade, por meio da variação das ponderações dos aspectos ambientais, econômicos e sociais, houve variação em um dos cenários. O cenário onde a ponderação econômica ganhou mais peso (50%), frente a uma ponderação de 25% para os requisitos ambiental e social, mostrou uma igualdade entre ambas as alternativas de remediação no que diz respeito ao valor final do índice de sustentabilidade. Isso demonstra a importância da etapa de ponderação dos componentes em análise, visto que a mesma pode influenciar diretamente no processo de tomada de decisão.

A qualidade das informações utilizadas na avaliação de sustentabilidade é crucial para uma melhor confiabilidade dos resultados obtidos. A obtenção de dados sobre a área a ser remediada, o design preciso das alternativas de remediação, a avaliação de impacto ambiental, a análise de custos diretos e indiretos, a análise de impacto social e as informações sobre as preferências das partes interessadas são essenciais para o processo de avaliação da sustentabilidade. A ferramenta proposta pode ser um excelente ponto de partida para pesquisas futuras. A crescente relevância da consideração de aspectos de sustentabilidade nos processos de tomada de decisão reforça a necessidade do desenvolvimento de tais metodologias para projetos de remediação.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para trabalhos futuros, indica-se:

- a) Elaboração de uma ferramenta que permita a avaliação conjunta da sustentabilidade do ciclo de vida, considerando os aspectos ambientais, econômicos e sociais;
- b) Verificar a aplicabilidade da ferramenta QUALICS em diferentes cenários de contaminação e diferentes técnicas de remediação;
- c) Aplicar a ferramenta QUALICS com ampliação do número de respondentes na avaliação social;
- d) Elaboração de uma ferramenta baseada na rede mundial de computadores e de livre acesso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULSALAM, S.; OMALE, A. B. Comparison of Biostimulation and Bioaugmentation Techniques for the Remediation of Used Motor Oil Contaminated Soil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 52, n. 3, p. 747-754, 2009.

ABREU, A. O.; CAMPOS, R. O método AHP/ABC aplicado em uma indústria de serviços. In: XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2007. Foz do Iguaçu – PR. **Anais do Encontro Nacional de Engenharia de Produção - ENEGEP**, 2007.

AGUADO, A.; CAÑO, A. D.; DE LA CRUZ, M. P.; GOMEZ, D.; JOSA, A. Sustainability assessment of concrete structures within the Spanish structural concrete code. **Journal of Construction Engineering and Management**, v. 138, n. 2, p. 268-276, 2011.

ALARCON, B.; AGUADO, A.; MANGA, R.; JOSA, A. A value function for assessing sustainability: application to industrial buildings. **Sustainability**, v 3, p. 35 –50, 2011.

ALFSEN, K.; BREKKE, K. B.; BRUNVOLL, F.; LURÁS, H.; NYBORG, K.; SEBO, H. V. **Environmental Indicators**. Discussion Paper, Central Bureau of Statistics, Oslo, Norway, n. 71, 1992.

AHLROTH, S. The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 85, p. 34–41, 2014.

ALWAER, H.; CLEMENTS-CROOME, D. J. Key performance indicators (KPIs) and priority setting in using the multiattribute approach for assessing sustainable intelligent buildings. **Building and Environment**, v. 45, n. 4, p. 799–807, 2010.

AN, D.; XI, B.; WANG, Y.; XU, D.; TANG, J.; DONG, L.; REN, J.; PANG, C. A sustainability assessment methodology for prioritizing the technologies of groundwater contamination remediation. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 112, p.4647-4656, 2016.

ARMON, R. H.; HÄNNINEN, O. **Environmental Indicators**. 1ª Ed. Dordrecht: Springer, 2015.

ASTM. **AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS**. 2017. Disponível em: <https://www.astm.org/>. Acesso em: 15 de Ago. 2017.

BANA E COSTA, C.; VANSNICK, J. C. MACBETH. An Interactive Path Towards the Construction of Cardinal Value Functions. **International Transactions in Operational Research**, v. 1, p. 489-500, 1994.

BARDOS; P.; BONE, B.; BOYLE, R.; ELLIS, D.; EVANS, F.; HARRIES, N. D. SMITH, J. W. N. Applying sustainable development principles to contaminated land management using the SuRF-UK framework. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 21, n. 2, p.77-100, 2011.

BARDOS, P.; LEWIS, A.; NORTCLIFF, S.; MATIOTTI, C.; MAROT, F.; SULLIVAN, T. **Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET)**. [s.l.]:Defra/Department for Environment Food and Rural Affairs e Umweltbundesamt/Federal Environment Agency - Austria, 2002, p. 192.

BARDOS, P., KNIGHT, M. AND HUMPHREY, S. Sustainable remediation. **Environmental Scientist**, v. 21.3, p. 46–49, 2012.

BARDOS, P., BAKKER, L., DARMENDRAIL, D., HARRIES, N., HOLLAND, K., MACKAY, S.; PACHON, C.; SLENDERS, H.; SMITH, G.; SMITH, J.; WILTSHIRE, L. Sustainable and green remediation: Global update. **Proceedings Aquaconsoil**, 2013, Barcelona, Spain.

BARDOS, P. Progress in Sustainable Remediation. **Remediation**, v. 25, n. 1, p. 23-32, 2014.

BARDOS, P.; CUNDY, A. B.; SMITH, J. W. N.; HARRIES, N. Sustainable Remediation. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 1-3, 2016a.

BARDOS, R. P.; BONE, B. D.; BOYLE, R.; EVANS, F.; HARRIES, N.; HOWARD, T.; SMITH, J. W. N. The rationale for simple approaches for sustainability assessment and management in contaminated land practice. **Science of the Total Environment**, v. 563–564, p. 755–768, 2016b.

BARE, J. C. TRACI: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3-4, p. 49-78, 2002.

BARE, J. C.; GLORIA, T.P. Environmental impact assessment taxonomy providing comprehensive coverage of midpoints, endpoints, damages, and areas of protection. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, p. 1021–35, 2008.

BEAULIEU, M. The use of risk assessment and risk management in the revitalization of brownfields in North America: a controlled opening. In: INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE ON CONTAMINATED SOIL. **Contaminated Soil'98**, v. 1. London: Thomas Telford, 1998. p. 51-59.

BENTO, F. M.; CAMARGO, F. A. O.; OKEKE, B. C.; FRANKENBERGER, W. T. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1049–1055, 2005.

BLENGINI, G. A.; DI CARLO, T. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. **Energy Build**, v. 42, p. 869–80, 2010.

BORBA, R. P. **Arsênio em ambiente superficial: processos geoquímicos naturais e antropogênicos em uma área de mineração aurífera**. 2002. 115 f. Tese (Doutorado: Instituto de Geociências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 202.

BOWTELL, S.; BEWLEY, R. Sustainable remediation - It needn't cost the earth! **Chemical Engineer**, n. 803, p. 36-37, 2008.

BRANDON, E. **Global Approaches to Site Contamination Law**. Springer, Dodrecht, The Netherlands, 378 p. 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. Vigilância em Saúde. 2014. Vigisolo. Dados e Acompanhamento das Populações. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <<http://portalms.saude.gov.br/vigilanciaem-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/vigisolo/dados-eacompanhamento-das-populacoes>>. Acesso em: 18 mai. 2020.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2009. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, nº 249, p.81-84, dez. 2009.

BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. da S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Sustainable remediation through the risk management perspective and stakeholder involvement: A systematic and bibliometric view of the literature. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113221, 2019.

BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. da S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Sustainable Remediation: A New Way of Thinking the Contaminated Sites Management. **Soils and Rocks**, v. 43, n. 1, p. 97-108, 2020.

BRINKHOFF, P. **Multi-Criteria Analysis for Assessing Sustainability of Remedial Actions - A Literature Review**. Report 2011:14. Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology. Gothenburg, Sweden, 2011. Disponível em: <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/150656.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2020.

BUYLE, M.; BRAET, J.; AUDENAERT, A. Life cycle assessment in the construction sector: a review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 26, p. 379–388, 2013.

BURSTEIN, F.; HOLSAPPLE, W. C. **Handbook on Decision Support Systems 1, Handbook on Decision Support Systems**. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 854 p., 2008.

CADOTTE, M.; DESCHÊNES, L.; SAMSON, R. Selection of a remediation scenario for a diesel-contaminated site using LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, p. 239-251, 2007.

CAIADO, R. G. G.; DIAS, R. de F.; MATTOS, L. V.; QUELHAS, O. L. G.; LEAL FILHO, W. Towards sustainable development through the perspective of ecoefficiency - A systematic literature review. **Journal of Cleaner Production**, n. 165, p. 890-904, 2017.

CAMPOLINA, J. M.; SIGRIST, C. S. L.; MORIS, V. A. da S. Uma revisão de literatura sobre *softwares* utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 735-750, 2015.

CAPOBIANO, O.; COSTA, G.; BACIOCCHI, R. Assessment of the Environmental Sustainability of a Treatment Aimed at Soil Reuse in a Brownfield Regeneration Context. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 5, p. 1-12, 2017.

CAPPUYNS, V. Environmental impacts of soil remediation activities: Quantitative and qualitative tools applied on three case studies. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 52, p. 145–154, 2013.

CAPPUYNS, V. Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options. **Journal of Environmental Management**, v. 184, n. 15, p. 45-56, 2016.

CAPPUYNS, V.; VAN PASSEN, G. Use of social and economic indicators for the selection of sustainable site remediation options. In: 3rd International Conference on Sustainable Remediation 2014, Ferrara, Italy. **Abstracts of SUSTREM**. September, 17–19, 2014.

CARBERRY, J. B.; WIK, J. Comparison of ex situ and in situ bioremediation of unsaturated soils contaminated by petroleum. **J. Environ. Sci. Health**, v. A36, n. 8, p. 1491–1503, 2001.

CARLON, C.; CRITTO, A.; RAMIERI, E.; MARCOMINI, A. DESYRE: Decision support system for the rehabilitation of contaminated megasites. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, n. 2, 211-222, 2007.

CAVALCANTE, T. S. Método paramétrico aplicado ao planejamento urbano. In: IV Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, 2016, Brasil. IX ENANPARQ. Porto Alegre, Brasil, 2016.

CAVASSIN, S.A., VOLPI, N. M. P. Uso de Metodologias Multicritério na Avaliação de Municípios do Paraná, com Base no Índice de desenvolvimento Humano Municipal. In: XXXVI SBPO, 2004. São João Del Rey. **Anais do XXXVI SBPO**, Cidade: São João Del Rey, 2004.

CETCO. 2017. Reactive core mat with granular activated carbon (GAC). <<https://www.buildsite.com/pdf/cetco/REACTIVE-CORE-MAT-with-Granular-Activated-Carbon-Core-GAC-Product-Data-1693512.pdf>> Acesso em: 05 jun. 2018.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL.. **Decisão de Diretoria Nº 103/2007/C/E, de 22 de junho de 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: CETESB, 2007.

_____. **Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação**. São Paulo, CETESB, 2013.

_____. **Diretoria de Controle Ambiental. Texto explicativo relação de área contaminada e reabilitada no Estado de São Paulo.** São Paulo, CETESB, 2015.

CHAU, C. K.; LEUNG, T. M.; NG, W. Y. A review on Life Cycle Assessment, Life Cycle Energy Assessment and Life Cycle Carbon Emissions Assessment on buildings. **Applied Energy**, v. 143, p. 395–413, 2015.

CHEN, C.; ZHANG, X.; CHEN, J.; CHEN, F.; LI, J.; CHEN, Y.; HOU, H.; SHI, F. Assessment of site contaminated soil remediation based on an input output life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 263, 121422, 2020.

CHEN, C. S.; HUNG, H-C; WANG, B-N; CHIANG, T-W; YOU, X-X. **Sustainable Remediation Progress in Taiwan: Framework, Tools and Case Studies.** In: The 3rd Sustainable Remediation Conference, Ferrara - Italy, 2014.

CL:AIRE. **CONTAMINATED LAND: APPLICATIONS IN REAL ENVIRONMENTS.** 2010. A framework for assessing the sustainability of soil and groundwater remediation. Disponível em: www.claire.co.uk/surfuk. Acesso em: 01 mai. 2020.

_____. 2011. A framework for assessing the sustainability of soil and groundwater remediation, Annex 1: The SuRF-UK indicator set for sustainable remediation assessment. London, UK: SuRF-UK. Disponível em: www.claire.co.uk/surfuk. Acesso em: 01 jun. 2020.

_____. 2017. SuRF-UK Roadmap. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em 05 abr. 2020.

COLANTONIO, A. Social Sustainability: An Exploratory Analysis of its Definition, Assessment Methods, Metrics and Tools. **EIRBURS Working Paper Series**, n. 1, 2007.

COOK, D.J.; MULROW, C.D.; HAYNES, R.B. Systematic reviews: synthesis of best evidence for clinical decisions. **Annals of Internal Medicine**, v. 126, n. 5, pp.376-380, 1997.

COOPER, H. *Synthesizing Research.* Thousand Oaks: Sage, 1998.

COMMON FORUM. 2020. Disponível em: <https://www.commonforum.eu/>. Acesso em: 25 abr. 2020.

CORSEUIL, H. X.; MONIER, A. L.; GOMES, A. P. N.; CHIARANDA, H. S.; ROSARIO, M.; Alvares, P. J. J. Biodegradation of Soybean and Castor Oil Biodiesel: Implications on the Natural Attenuation of Monoaromatic Hydrocarbons in Groundwater. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 31, n. 3, p. 111–118, 2011.

COSTA, H. G. **Auxílio Multicritério à Decisão: Método AHP.** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia de Produção (ABEPRO), 2006.

CROZERA, E. H. **Identificação das áreas contaminadas no município de Ribeirão Pires – São Paulo**. 2001, 189 f. Tese (Doutorado: Instituto de Geociências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

CUNHA, R. C. A. **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas – estudo de caso**. 1997. 152 f. Tese (Doutorado: Instituto de Geociências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

CURRAN, M. A. Report on Activity of Task Force 1 in the Life Cycle Inventory Programme: Data Registry – Global Life Cycle Inventory Data Resources. **International Journal Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 4, p. 284–289, 2006.

DAHL, A.L. Achievements and gaps in indicators for sustainability. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 14–19, 2012.

DIAMOND, M. L.; PAGE, C. A.; CAMPBELL, M.; MCKENNA, S.; LALL, R. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 18, n. 4, p. 788–800, 1999.

DÖBERL, G.; ORTMANN, M.; FRÜHWIRTH, W. Introducing a goal-oriented sustainability assessment method to support decision making in contaminated site management. **Environ Sci Policy**, v. 25(Supplement C), p. 207- 217, 2013.

ECOINVENT. 2020. LCA Software and Provider. Disponível em: <https://www.ecoinvent.org/home.html>. Acesso em: 13 jun. 2020.

EEA. **EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY**. 2016. Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>. Acesso em: 11 mai. 2017.

ELDH P.; JOHANSSON J. Weighting in LCA based on ecotaxes – development of a mid-point method and experiences from case studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, p. 81–8, 2006.

ELLIS, D. E.; HADLEY, P. W. Introduction. In: SURF, 2009. Sustainable Remediation White Paper - Integrating Sustainable Principles, Practices, and Metrics into Remediation Projects. **Remediation**, v. 19, n 3, p. 5-114, 2009.

ENSSLIN, L. **Apoio à decisão: Metodologia para a estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas**. Florianópolis: Insular, 2001.

EUGRIS - European Groundwater and Contaminated Land Information System. Remediation options. **EUGRIS: portal for soil and water management in Europe**. Disponível em: <<http://www.eugris.info/index.asp>>. Acesso em: 17 mai. 2017.

FAVARA, P.; RAYMOND, D.; AMBRUSCH, M.; LIBERA, A.; WOLF, G.; SIMON, J. A.; MACO, B.; COLLINS, E. R.; HARCLERODE, M. A.; MCNALLY, A. D.; RIDSDALE, R.; SMITH, M.; HOWARD, L. Ten years later: The progress and future of integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. **Remediation**, v. 29, p. 5–30, 2019.

FEAM. FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE MINAS GERAIS. **Inventário de áreas contaminadas do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte-MG. FEAM, 2020. Disponível em: <<http://www.feam.br/banco-de-noticias/1875-feam-publica-inventario-de-areas-contaminadas-e-reabilitadas-em-minas-gerais>> Acesso em: 16 mai. 2020.

FERRY, J. 2012. **SuRF ANZ**: A role in developing sustainable land and groundwater contaminant remediation practice. Disponível em: <http://www.wasteminz.org.nz/pubs/SuRF-anz-a-role-in-developing-sustainable-land-and-groundwater-contaminant-remediation-practice/>. Acesso em: 15 set. 2017.

FINNVEDEN, G.; HOFSTETTER, P.; BARE, J.; BASSON, L.; CIROTH, A.; METTIER, T.; SEPPALA, J.; JOHANSSON, J.; NORRIS, G.; VOLKWEIN, S. **Normalization, grouping and weighting in life cycle impact assessment. Lifecycle impact assessment: striving towards best practice**. Pensacola, Florida: SETAC Press; 2002. p. 177–208.

FIU. **FLORIDA INTERNATIONAL UNIVERSITY**. 2014. Green and Sustainable Remediation Practices, Tools and their Application at DOE Office of Environmental Management Sites. Technical Report. Disponível em: <https://doeresearch.fiu.edu/>. Acesso em: 04 out. 2016.

FORMAN, E. H.; SELLY, M. A. **Decision by objectives: How to convince others that you are right**. Singapore: World Scientific, 2002.

FORTUNA, M.; SIMION, I.; GRAVRILESCU, M. Sustainability in environmental remediation. **Environ. Eng. Manage. J.**, v. 10, p. 1987-1996, 2011.

FORUM, U. S. Sustainable remediation white paper-Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 19, n. 3, p.5-114, 2009.

GALLAGHER, P. M.; SPATARI, S.; CUCURA, J. Hybrid life cycle assessment comparison of colloidal silica and cement grouted soil barrier remediation technologies. **Journal of Hazard Materials**, v. 250-251, p. 421-430, 2013.

GASKIN, S.; SOOLE, K.; BENTHAM, R. Screening of Australian native grasses for rhizoremediation of aliphatic hydrocarbon-contaminated soil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 10, n. 5, p. 378-389, 2008.

GESTEL, K. V.; MERGAERT, J.; SWINGS, J.; COOSEMANS, J.; RYCKEBOER, J. Bioremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. **Environmental Pollution**, v. 125, p. 361–368, 2003.

GIBSON, B.; HASSAN, S.; HOLTZ, S.; TANSEY, J.; WHITELAW, G. **Sustainability assessment: criteria and processes**. Earthscan: London, 2005, 268 p.

GLOEDEN, E. **Gerenciamento de áreas contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga**. 1999. 225 f. Tese (Doutorado: Instituto de Geociências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

GOEPEL, K. D. Implementing the Analytic Hierarchy Process as a Standard Method for Multi-Criteria Decision Making In Corporate Enterprises – A New AHP Excel Template with Multiple Inputs. Proceedings of the International Symposium on the Analytic Hierarchy Process, Kuala Lumpur, 2013.

GOOGLE. 2020. **Google Earth**. Version Pro.

GOLDER ASSOCIATES. 2017. **GoldSET: Decision Support Tools Across Project Life Cycle**. Disponível em: <https://golder.goldset.com/portal/default.aspx>. Acessado em: 08 fev. 2020.

GOMES, L. F. A. M.; GOMES, C. F. S.; ALMEIDA, A. T. de. **Tomada de decisão gerencial: o enfoque multicritério**, 5. ed. Rio de Janeiro: Ed. Atlas, 2014.

GOMES, K. G. A. **Um método multicritério para localização de unidades de celulares de intendência da FAB**. 2009. 150 f. Dissertação (Mestrado: Departamento de Engenharia de Produção), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

GOVERNMENT OF CANADA. 2020. **Federal Contaminated Sites Inventory**. Disponível em: <https://www.tbs-sct.gc.ca/fcsi-rscf/home-accueil-eng.aspx>. Acesso em: 01 de jun. 2020.

GOVERNMENT OF NUNAVUT. 2014. **Guideline: Management of Contaminated Sites**. Department of Environment. Disponível em: <http://www.gov.nu.ca/environment>. Acesso em: 24 mai. 2017.

GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P.; BUONAMICI, R.; EKVALL, T.; RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science and Technology**, v. 45(1), p. 90-96, 2011.

HADLEY, P.W.; GATHUNGU, P.; KOPONEN, J. T.; MYERS, P.; SOTELO, J.I. Improving objectives for cleanup sites. **Remediation Journal**, v. 4, p. 7-26, 2014.

HADLEY, P. W.; HARCLERODE, M. Green Remediation or Sustainable Remediation: Moving From Dialogue to Common Practice. **Remediation Journal**, v. 25, n. 2, p.95-115, 2015.

HIGGINS, M. R.; OLSON, T. M. Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation. **Environmental Science Technology**, v. 43, p. 9432-9438, 2009.

HARBOTTLE, M. J.; AL-TABBAA, A.; EVANS, C. W. Sustainability of land remediation. Part 1: overall analysis. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers**, v. 161, n. 2, p. 75-92, 2008.

HARCLERODE, M.; LAL, P.; MILLER, M. E. Estimating social impacts of a remediation project life cycle with environmental footprint evaluation tools. **Remediation Journal**, v. 24, n. 1, p. 5–20, 2013.

HARCLERODE, M.; RIDSDALE, D.; DARMENDRAIL, D.; BARDOS, P.; ALEXANDRESCU, F.; NATHANAIL, P.; PIZZOL, L.; RIZZO, E. Integrating the social dimension in remediation decision-making: State of the practice and way forward. **Remediation Journal**, v. 26, n. 1, p. 11–42, 2015.

HARDISTY, P. E.; OZDEMIROGLU, E.; ARCH, S. Sustainable remediation: Including the external costs of remediation. **Land Contamination and Reclamation**, v. 16, n. 4, p. 307-317, 2008.

HARGER, J. R. E.; MEYER, F. M. Definition of indicators for environmentally sustainable development. **Chemosphere**, v. 33, n. 9, p. 1749–1775, 1996.

HAYWARD, G.; GARVIN, K. The International Regulatory, Social, and Political Framework. BROWN, K.; HALL, W. L.; SNOOK, M.; GARVIN, K. (Org.). **Sustainable Land Development and Restoration: Decision Consequence Analysis**. 1^a ed., Butterworth-Heinemann, 2010.

HERRMANN, I. T.; MOLTESEN, A. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? A comparative assessment of SimaPro and GaBi. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p.163–69, 2015.

HERTWICH, E.G.; PENNINGTON, D.W.; BARE, J.C. In: H.A. Udo de Haes, et al. (Eds.), **Life-cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice**. Setac Press, Brussels, 2002.

HIGARASHI, M. M. **Processos oxidativos avançados aplicados a remediação solos brasileiros contaminados com pesticidas**. Tese (Doutorado: Instituto de Química), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

HODSON, M. E. The need for sustainable soil remediation. **Elements**, v. 6 n. 6, p. 363–368, 2010.

HOLLAND, K. S. A Framework for Sustainable Remediation. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 7116-7117, 2011.

HOLLAND, K.; LEWIS, R.; TIPTON, K.; KARNIS, S.; DONA, C.; PETROVSKIS, E.; HOOK, C. Framework for integrating sustainability into remediation projects. **Remediation**, v. 21, n. 3, p. 7–38, 2011.

HOSSEINI, S. A.; PONS, O.; DE LA FUENTE, A. A combination of the Knapsack algorithm and MIVES for choosing optimal temporary housing site locations: a case study in Tehran. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 27, p. 265-277, 2018.

HOU, D.; AL-TABBAA, A. Sustainability: a new imperative in contaminated land remediation. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 25-34, 2014.

HOU, D.; AL-TABBAA, A.; GUTHRIE, P. The adoption of sustainable remediation behaviour in the US and UK: A cross country comparison and determinant analysis. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 490, p.905-913, 2014a.

HOU, D.; AL-TABBAA, A.; GUTHRIE, P., HELLINGS, J.; GU, Q. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. **Journal of Cleaner Production**, v. 83, p. 87–95, 2014b.

HOU, D. Divergence in stakeholder perception of sustainable remediation. **Sustainability Science**, v. 11, p. 215–230, 2016.

HOU, D.; GUTHRIE, P.; RIGBY, M. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. **Journal of Environmental Management**, v. 15, n. 184, p. 18-26, 2016.

HOU, D.; DING, Z.; LI, G.; WU, L.; HU, P.; GUO, G.; WANG, X.; MA, Y.; O'CONNOR, D.; WANG, X. A sustainability assessment framework for agricultural land remediation in China. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, 1005-1018, 2018.
 HOU, D.; LI, G. Green and Sustainable Remediation Movement in the New Millennium and Its Relevance to China. *In*: LUO, Y.; TU, C. (org.). **Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China**. Singapore: Springer, 2018. p. 39-53.

HUANG, W-Y; HUNG; W; VU, C. T.; CHEN, W-T; LAI, J-W; LIN, C. Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: framework, standards, and tool. A case study in Taiwan. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 23, n. 21, p. 21712-21725, 2016.

HUYSEGOMS, L.; CAPPUYNS, V. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 278-296, 2017.

HWANG, C.L.; YOON, K. **Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications**, Springer-Verlag, Berlin, Germany, 1981.

INSTITUTO EKOS BRASIL. 2018. **XI Seminário EKOS Brasil**. Disponível em: <http://seminario.ekosbrasil.org/en/>. Acesso em: 19 dez. 2018.

ISO. INTERNATIONAL STANDARDS ORGANISATION. 2006a. **14.040. Environmental Management: Life Cycle Assessment; Principles and Framework**. International Organization for Standardization.

_____. 2006b. **14044. Environmental Management: Life Cycle Assessment; Requirements and Guidelines**. International Organization for Standardization.

_____. 2017. **ISO/DIS 18504. Soil Quality e Guidance on Sustainable Remediation**. Genebra, Suíça, 2017.

ITRC. **INTERSTATE TECHNOLOGY AND REGULATORY COUNCIL**. 2009. **Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised**.

PHYTO-3. Interstate Technology and Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Washington, DC, USA. Disponível em: www.itrcweb.org. Acessado em: 5 nov. 2018.

_____. 2011a. **Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice**. GSR-1. Disponível em: www.itrcweb.org. Acesso em: 02 set. 2017.

_____. 2011b. **Green and Sustainable Remediation: A Practical Framework**. GSR-2. Disponível em: www.itrcweb.org. Acesso em: 02 set. 2017.

_____. 2014. **Contaminated Sediments Remediation: Remedy Selection for Contaminated Sediments (CS-2)**. Washington, D. C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Contaminated Sediments Team. Disponível: http://www.itrcweb.org/contseds_remedy-selection. Acesso em: 03 mai. 2020.

_____. 2017. Disponível em: <http://www.itrcweb.org>. Acesso em: 01 de set. 2017.

IUDÍCIBUS, Sérgio de. **Teoria da Contabilidade**. 7^a ed. São Paulo: Atlas, 2004.

JANIKOWSKI, R.; KUCHARSKI, R.; SAS-NOWOSIELSKA, A. Multi-Criteria and Multi-Perspective Analysis of Contaminated Land Management Methods. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 60, n. 1, p. 89-102, 2000.

JATO-ESPINO, D.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J.; ANDRÉS-VALERI, V.C.; BALLESTER-MUÑOZ, F. A fuzzy stochastic multi-criteria model for the selection of urban pervious pavements. **Expert System Application**, v. 41, n. 15, p. 6807-6817, 2014.

JIJAKLI, K.; Arafat, H.; Kennedy, S.; Mande, P.; Varkey, V. T. How green solar desalination really is? Environmental assessment using life-cycle analysis (LCA) approach. **Desalination**, v. 287, n.15, p. 123-131, 2012.

KHELIFI, O.; ZINOVYEV, S.; LODOLO, A.; VRANES, S.; MIERTUS, S. Decision support tools for evaluation and selection of technologies for soil remediation and disposal of halogenated waste. **Remediation Methods and Control Techniques**, v. 66, 1226-1232, 2004.

KEARNEY, T.; MARTIN, I.; HERBERT, S. **Sustainable remediation of land contamination**. Battelle Memorial Institute International In Situ and On-Site Bioreclamation Symposium Proceedings, v. 5, 1999.

KHALID, S.; SHAHID, M.; NIAZI, N. K.; MURTAZA, B.; BIBI, I.; DUMAT, C. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, [s.l.], v. 182, p. 247-268, 2017.

KRANK, S.; WALLBAUM, H.; GRÊT-REGAMEY, A. Perceived contribution of indicator systems to sustainable development in developing countries. **Sustainable Development**, v. 21, p. 18-29, 2010.

LEAL FILHO, W.; MANOLAS, E.; PACE, P. The future we want. **International Journal of Sustainability in Higher Education**, v. 16, n. 1, p. 112-129, 2015.

LEMMING, G.; HAUSCHILD, M. Z.; BJERG, P. L. Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15(1), p. 115–127, 2010.

LESAGE, P.; EKVALL, T.; DESCHÊNES, L.; SAMSON, R. Environmental assessment of Brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models – Part 2: case study. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, p. 497-513, 2007.

LIANG, G.; WANG, M. A. Fuzzy Multi-criteria Decision Method for Facility Selection. **International Journal of Production**, v. 29, p. 2313-2330, 1991.

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 633, p. 206–219, 2018.

LOMBERA, J. T. S. J.; ROJO, J. C. Industrial building design stage based on a system approach to their environmental sustainability. **Construction and Building Materials**, v. 24, n. 4, p. 438-447, 2010.

LUZ, L. M. **Proposta de modelo para avaliar a contribuição dos indicadores obtidos na análise do ciclo de vida sobre a geração de inovação na indústria**. 2011. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2011.

MIVES I. **Project: Integrated Model for a Sustainable Constructive Design**. Application to Industrial and Service Buildings; Ministerio de Ciencia y Educacion: Madrid, Spain, 2002.

MIVES IV. **Project: Quantification of Sustainability in Construction Engineering with and without Uncertainty**; Ministerio de Ciencia y Educacion: Madrid, Spain, 2010.

MARING, L.; SINKE, A.; VAN DUIJNE, J. **End report—ABC Tool**. Report No. R2004/076, Pub TNO, Netherlands; 2004.

MARINOVICH, M. J.; FUNK, W. A.; KELLY, S.; ELLIOTT, C.; HANSEN, V. G. Sustainable Remediation and Decision Analysis Practices at an Onshore Gas Well Site. **Remediation**, v. 26, n. 4, p. 95-115, 2016.

MARKER, A.; CUNHA, R. C. A.; GUNTHER, M. A. Avaliação das águas contaminadas na RMSP. **Saneamento Ambiental**, n. 25, p. 36, 1994.

MARTINO, L. E.; DONA, C. L.; DICERBO, J.; HAWKINS, A.; MOORE, B.; HOMER, R. Green and sustainable remediation practices in Federal Agency cleanup programs. **Environmental Earth Science**, v. 75, n. 1407, p. 1-13, 2016.

MARTINS, F. G. Aplicação do método de análise hierárquica do processo para o planejamento de ordens de manutenção em dutovias. **GEPROS, Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, nº 1, p. 65-80, 2012.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, vol. 26, n. 1, 2016.

MENEGHETTI, L. R. R.; THOMÉ, A.; FERNANDO SCHNAID, F.; PRIETTO, P. D. M.; CAVELHÃO, G., 2012. Natural Attenuation and Biostimulation of Biodiesel Contaminated Soils from Southern Brazil with Different Particle Sizes. **Journal of Environmental Science and Engineering**, v. 1, p. 155-162, 2012.

MEP. 2014. **Ministry of Environmental Protection**. National soil contamination survey report. Beijing. Disponível em: <<http://www.gov.cn/foot/site1/20140417/782bcb88840814ba158d01.pdf>> Acesso em: 15 mai. 2020.

MOBBS, S.; ORR, P.; WEBER, I. Strategic considerations for the sustainable remediation of nuclear installations. **Journal of Environmental Radioactivity**, 2017, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.018>.

MORAES, S. L. de; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. de S. (Org). **Guia de elaboração de planos de intervenção para o Gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. rev. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), Governo do Estado de São Paulo e BNDES, 2014.

MULLER, J. B.; RAMOS, D. T.; LAROSE, C.; FERNANDES, M.; LAZZARIN, H. S. C.; VOGEL, T. M.; CORSEUIL, H. X. Combined iron and sulfate reduction biostimulation as a novel approach to enhance BTEX and PAH source-zone biodegradation in biodiesel blend-contaminated groundwater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 326, p. 229–236, 2017.

MULROW, C.D. Systematic reviews rationale for systematic reviews. **British Medical Journal**, v. 309, p. 597–599, 1994.

NADAL, A.; PONS, O.; CUERVA, E.; RIERADEVALL, J.; JOSA, A. Rooftop greenhouses in educational centers: a sustainability assessment of urban agriculture in compact cities. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 1319-1331, 2018.

NARDO, M., SAISANA, M., SALTELLI, A., TARANTOLA, S., 2005. Knowledge Economy Indicators, Work Package 7, State of the Art Report on Simulation and Indicators. Joint Research Centre, Ispra. CIS8-CT-2004e502529 KEI, p. 40. Disponível em: <https://www.uni-trier.de/>. Acesso em: 28 mai. 2017.

NICOLE. **NETWORK FOR INDUSTRIALLY CONTAMINATED LAND IN EUROPE**. 2009. Sustainable remediation - A solution to an unsustainable past? Report Leuven Workshop. Disponível em: http://www.nicole.org/pagina/19/Workshop_Reports.html. Acesso em: 23 mai. 2019.

_____. 2010. Road map for sustainable remediation. NICOLE secretariat, The Netherlands. Disponível em: <http://www.nicole.org/>. Acesso em: 30 mai. 2019.

_____. 2012. Sustainable Remediation Working Group Report. NICOLE secretariat, The Netherlands. Disponível em: www.nicole.org. Acesso em 21 mai. 2019.

_____. 2020. Disponível em: <http://www.nicole.org>. Acesso em: 25 de abr. 2020.

NIJHOF, A.; WEENK, A.; JANSSEN, R. 1995. **REC-method, risk reduction, environmental merit and costs - phase 1. CUR/NOBIS**. Disponível em: [http://www.soilpedia.nl/Bikiwiki%20documenten/NOBIS/Risicoreductie,%20Milieuverdienste%20en%20Kosten%20\(RMK\)%20-%2095-1-03/95-1-03%20phase%201.pdf](http://www.soilpedia.nl/Bikiwiki%20documenten/NOBIS/Risicoreductie,%20Milieuverdienste%20en%20Kosten%20(RMK)%20-%2095-1-03/95-1-03%20phase%201.pdf). Acesso em: 25 mai. 2020.

O'CONNOR, D.; MÜLLER-GRABHERR, D.; HOU, D. Strengthening social-environmental management at contaminated sites to bolster Green and Sustainable Remediation via a survey. **Chemosphere**, v. 225, p. 295-303, 2019.

OECD - ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Environmental Indicators, Development, Measurement and Use**. Reference Paper, Paris, 2003.

ONWUBUYA, K. M. **Sustainable remediation: designing a decision support tool for the selection of 'gentle' remediation approaches**. Thesis (Degree of Doctor of Philosophy), University of Brighton, Brighton, 2013.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. 2019. **Sustainable Development Goals**. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>. Acesso em: 01 jun. 2020.

ORTIZ, O.; CASTELLS, F.; SONNEMANN, G. Sustainability in the construction industry: a review of recent developments based on LCA. **Construction and Building Materials**, v. 23, p. 28–39, 2009.

ORBEGOZO, U. O. **Propuesta metodológica para el desarrollo de sistemas de transporte sostenible a través del planeamiento de entornos urbanos**. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco, Leioa, 2017.

OSSES, U.; ROJÍ, E.; CUADRADO, J.; LARRAURI, M. Multiple-criteria decision-making tool for local governments to evaluate the global and local sustainability of transportation systems in urban areas: case study. **Journal of Urban Planning and Development**, v. 144, n. 1, p. 04017019, 2017.

OWSIANIAK, M.; CHRZANOWSKI, L.; SZULC, A.; STANIEWSKI, J.; OLSZANOWSKI, A.; OLEJNIK-SCHMIDT, A. K.; HEIPIEPER, H. J. Biodegradation of diesel/biodiesel blends by a consortium of hydrocarbon degraders: effect of the type of blend and the addition of biosurfactants. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 3, p. 1497–1500, 2009.

PANAGOS, P., VAN LIEDEKERKE, M., YIGINI, Y., MONTANARELLA, L., 2013. Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European Network. **J. Environ. Public Health**, v. 2013, p. 1-11, 2013.

PARDO-BOSCH, F.; AGUADO, A. Investment priorities for the management of hydraulic structures. **Structure and Infrastructure Engineering**, v. 11, n. 10, p. 1338-1351, 2015.

PAWLOWSKI, A. How Many Dimensions Does Sustainable Development Have? **Sustainable Development**, n. 16, p. 81-90, 2008.

PIEKARSKI, C. M.; LUZ, L. M.; ZOCHE, L.; FRANCISCO, A. C. Métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida: uma discussão para adoção de métodos nas especificidades brasileiras. **Revista Gestão Industrial**, v. 08, n. 03, p. 222-240, 2012.

PIERAGOSTINI, C.; MUSSAT M. C. I.; AGUIRRE, P. On process optimization considering LCA methodology. **Journal of Environmental Management**, v.96, p. 46-54, 2012.

PIÑERO, I.; SAN-JOSÉ, J. T.; RODRÍGUEZ, P.; LOSÁÑNEZ, M. M. Multi-criteria decisionmaking for grading the rehabilitation of heritage sites. Application in the historic center of La Habana. **Journal of Cultural Heritage**, v. 26, p. 144-152, 2017.

PINTÉR, L.; HARDI, P.; MARTINUZZI, A.; HALL, J. BELLAGIO. STAMP: Principles for sustainability assessment and measurement. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 20–28, 2012.

PIZZOL, M.; CHRISTENSEN, P.; SCHMIDT, J. H; THOMSEN, M. Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: a comparison between eight different methodologies for life cycle impact assessment (LCIA). **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 687–698, 2011.

POLLARD, S. J. T.; BROOKES, A.; EARL, N.; LOWE, J.; KEARNEY, T.; NATHANAIL, C. P. Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 325, n. 1-3, p. 15-28, 2004.

POMPÉIA, S. L. Procedimentos para recuperação de áreas degradadas por poluição. In: Simpósio Sul Americano, Simpósio de Recuperação de Áreas Degradadas, Foz do Iguaçu, 1994. **Anais**. Curitiba, FUPEP, v. 1, p. 63-74, 1994.

PONS, O.; de LA FUENTE. Integrated sustainability assessment method applied to structural concrete columns. **Construction and Building Materials**, v. 49, p. 882–893, 2013.

PONS, O.; AGUADO, A. Integrated value model for sustainable assessment applied to technologies used to build schools in Catalonia, Spain. **Building and Environment**, v. 53, p. 49-58, 2012.

PONS, O.; de LA FUENTE, A.; AGUADO, A. The Use of MIVES as a Sustainability Assessment MCDM Method for Architecture and Civil Engineering Applications. **Sustainability**, v. 8, n. 5, p. 460, 2016.

PRAAMSTRA, T. (2009). **Carbon footprint on soil remediation. Proceedings of the green remediation conference**; Copenhagen, Denmark. Disponível em:

[http://www.eugris.info/newsdownloads/GreenRemediation/pdf/B02_TobiasPr
aamstra_Paper.pdf](http://www.eugris.info/newsdownloads/GreenRemediation/pdf/B02_TobiasPr
aamstra_Paper.pdf). Acesso: 05 mai. 2019.

PRIOR, J. Factors influencing residents' acceptance (support) of remediation technologies. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 1369-1386, 2018.

PUJADAS, P.; PARDO-BOSCH, F.; AGUADO-RENTER, A.; AGUADO, A. MIVES multicriteria approach for the evaluation, prioritization, and selection of public investment projects. A case study in the city of Barcelona. **Land Use Policy**, v. 64, p. 29-37, 2017.

QIU, J. China to spend billions cleaning up groundwater. **Environ. Sci.**, v. 334, p. 745, 2011.

RAMOS, D. T.; LAZZARIN, H. S. C.; ALVAREZ, P. J. J.; VOGEL, T. M.; FERNANDES, M.; ROSÁRIO, M.; CORSEUIL, H. X., 2016. Biodiesel presence in the source zone hinders aromatic hydrocarbons attenuation in a B20-contaminated groundwater. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 193, p. 48–53.

RECONNET. **RETE NAZIONALE SULLA GESTIONE E LA BONIFICA DEI SITI CONTAMINATI**. 2015. Sostenibilità nelle Bonifiche in Italia. Disponível em: http://www.surfitaly.it/documenti/SuRF_Italy_Libro_Bianco_rev_Ottobre2015.pdf. Acessado em: 23 out. 2017.

REDDY, K. R.; CAMESELLE, C. **Electrochemical Remediation Technologies for Polluted Soils, Sediments and Groundwater**. New Jersey: Wiley, 2009.

REDDY, K. R.; ADAMS, J. A. Towards Green and Sustainable Remediation of Contaminated Site. In: SIXTH INTERNATIONAL CONGRESS OF ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2010, India. **6ICEG**. New Delhi, India, 2010.

REDDY, K. R.; ADAMS, J. A. **Sustainable Remediation of Contaminated Sites**. New York: Momentum Press, LLC, 2015, 268 p.

REDDY, K. R.; SADASIVAM, B. Y.; ADAMS, J. A. Social Sustainability Evaluation Matrix (SSEM) to Quantify Social Aspects of Sustainable Remediation. **Icsi 2014 - Creating Infrastructure for a Sustainable World**, [s.l.], p.831-841, 2014.

REGINATTO, C. **Bioventilação em um solo argiloso contaminado com mistura de diesel e biodiesel**. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2012.

REIS, G. M.; RIBEIRO JUNIOR, J. I. Comparação de testes paramétricos e não paramétricos aplicados em delineamentos experimentais. In: Simpósio Acadêmico de Engenharia da Produção, 2007, Brasil. **III SAEPRO**. Varginha, Brasil, 2007.

RIDSDALE, R. **Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability discourse**. Thesis (Degree of Masters of Arts: Department of Geography and Planning), University of Saskatchewan, Saskatoon, 2015.

RIDSDALE, D. R.; NOBLE, B. F. 2016. Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability principles. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.36-44.

RIZZO, E.; BARDOS, P.; PIZZOL, L.; CRITTO, A.; GIUBILATO, E.; MARCOMINI, A.; ALBANO, C.; DARMENDRAIL, D.; DÖBERL, G.; HARCLERODE, M.; HARRIES, N.; NATHANAIL, P.; PACHON, C.; RODRIGUEZ, A.; SLENDERS, H.; SMITH, G. Comparison of international approaches to sustainable remediation. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.4-17, 2016.

ROCCA, ALFREDO CC. Os passivos ambientais e a contaminação do solo e das águas subterrâneas. VILELA JR., A. DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações**. São Paulo, 2006.

ROSÉN, L.; BACK, P.-E.; SÖDERQVIST, T.; NORRMAN, J.; BRINKHOFF, P.; NORBERG, T.; VOLCHKO, Y.; NORIN, M.; BERGKNUT, M.; DÖBERL, G. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. **Science of The Total Environment**, v. 511, p. 621-638, 2015.

ROUDEBUSH, W. H. **Environmental Value Engineering (EVE) Environmental Life Cycle Assessment of Concrete and Asphalt Highway Pavement Systems**. SN2088, Portland Cement Association, Skokie, Illinois, USA, 1996.

RUBERTO, L.; VAZQUEZ, S. C.; CORMACK, W. P. M. Effectiveness of the natural bacterial flora, biostimulation and bioaugmentation on the bioremediation of a hydrocarbon contaminated Antarctic soil. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 52, p. 115 – 125, 2003.

SACHS, I. Desenvolvimento: incluyente, sustentável, sustentado. **Revista Acadêmica São Marcos**, n. 1, p. 95-106, 2011.

SAN-JOSÉ, J. T.; GARRUCHO, I. A system approach to the environmental analysis of industrial buildings. **Building and Environment**, v. 45, p. 673–683, 2010.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 59.263, de 5 de junho de 2013. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 6 jun. 2013.

SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia. O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**. São Paulo: Edusp, 2001, 256 p.

SARKAR, D.; FERGUSON, M.; DATTA, R.; BIRNBAUM, S. Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils: Comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation. **Environmental Pollution**, v. 136, 187-195, 2005.

SAATY, T.L. **The Analytic Hierarchy Process**, McGraw-Hill, New York, NY, USA, 1980.

SAATY, T.L. **Decision Making with Dependence and Feedback: The Analytic Network Process**. 2nd edition, Pittsburgh: RWS Publications, 2001.

SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, v. 1, n. 1, p. 83-98, 2008.

SAUNDERS, D. C.; MARGULES, C.; HILL, B. **Environmental indicators for national state of the environment reporting-Biodiversity**. Australia: State of the Environment (Environmental Indicator Reports), Department of the Environment, Canberra, 1998.

SCHARF, R. **Manual de negócios sustentáveis**. São Paulo: FGV. 2004.

SCHMIDT, C. A. B. **Remediação in situ de solos e águas subterrâneas contaminados por líquidos orgânicos não miscíveis em água (NAPLs)**. Série Temática: Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental – Volume 1, Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ, 2010.

SEGNESTAM, L. **Indicators of environment and sustainable development: theories and practical experience**. Environmental Economics Series, The International Bank for Reconstruction and Development, Washington DC, 2002.

SHARMA, H. D.; REDDY, K. R., 2004. **Geoenvironmental Engineering: Site Remediation, Waste Containment and Emerging Waste Management Technologies**. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2006.

SILVA, D. A. L. **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil**. 2012. 207 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Engenharia de Materiais, Departamento de Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciências e Engenharia de Materiais, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SLENDERS, H. L.; BAKKER, L.; BARDOS, P.; VERBURG, R.; ALPHENAAR, A.; DARMENDRAIL, D.; NADEBAUM, P. There Are More Than Three Reasons to Consider Sustainable Remediation, a Dutch Perspective. **Remediation Journal**, v. 27, n. 2, p. 77-97, 2017.

SMITH, J. W. N.; KERRISON, G. Benchmarking of Decision-Support Tools Used for Tiered Sustainable Remediation Appraisal. **Water Air Soil Pollut**, p. 224-1706, 2013.

SMITH, E.; THAVAMANI. P.; RAMADASS, K.; NAIDU, R.; SRIVASTAVA, P.; MEGHARAJ, M. Remediation trials for hydrocarbon-contaminated soils in arid environments: evaluation of bioslurry and biopiling techniques. **Int Biodeterior Biodegradation**, v. 101, p. 56–65, 2015.

SMITH, J. W. N. Debunking myths about sustainable remediation. **Remediation**, v. 29, p. 7–15, 2019.

SNOOK, M. J.; GARVIN, K.; HAYWARD, G. Sustainability Programs: Policies, Metrics, and Feedback. BROWN, K.; HALL, W. L.; SNOOK, M.; GARVIN, K. (Org.).

Sustainable Land Development and Restoration: Decision Consequence Analysis. 1^a ed., Butterworth-Heinemann, 2010.

SÖDERQVIST, T.; BRINKHOFF, P.; NORBERG, T.; ROSÉN, L.; BACK, P.-E.; NORRMAN, J. Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 157, p.267-278, 2015.

SØNDERGAARD, G. L.; BINNING, P. J.; BJERG, P. L. (2016). Approaches for assessing sustainable remediation. In: 6th joint nordic meeting of remediation of contaminated sites, 2016, Espoo, Finlândia. **Anais do NORDROCS 2016**.

SONG, Y.; HOU, D.; ZHANH, J.; O'CONNOR, D.; LI, G.; GUC, Q.; LI, S.; LIUD, P. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 391–401, 2018.

SORVARI, J.; SEPPÄLÄ, J. A decision support tool to prioritize risk management options for contaminated sites. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 8, p. 1786-1799, 2010.

SPARREVIK, M.; SALORANTA, T.; CORNELISSEN, G.; EEK, E.; MAGERHOLM FET, A.; BREEDVELD, G.D.; LINKOV, I. Use of life cycle assessments to evaluate the environmental footprint of contaminated sediment remediation. **Environ. Sci. Technol**, v. 45, n. 10, p. 4235–4241, 2011.

SPECK, R.; SELKE, S.; AURAS, R.; FITZSIMMONS, J. Choice of Life Cycle Assessment Software Can Impact Packaging System Decisions. **Packaging Technology and Science**, v. 28, p. 579-88, 2015.

SURF. **SUSTAINABLE REMEDIATION FORUM**. 2016. About the Sustainable Remediation Forum. Disponível em: <http://www.sustainableremediation.org/about/>. Acesso em: 23 de mai. 2017.

_____. 2017. SuRF. Disponível em: <http://www.sustainableremediation.org/>. Acesso em: 05 de set. 2017.

SuRF-UK. **SUSTAINABLE REMEDIATION FORUM UK**. 2010. A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2011. Annex 1: The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 12 de mai. 2020.

_____. 2013a. Sustainability Assessment: Shell Terminal Facility, Madeira. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2013b. Upper Heyford - Remediation Options Appraisal. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2013c. Helpston Contaminated Land Project. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2013d. Framing a sustainability assessment: Preparation and definition. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2013e. Tier 1 SuRF-UK briefcase: guidance and meeting support for tier 1 sustainability assessment. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2014a. Sustainable Management Practices for Management of Land Contamination. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

_____. 2014b. SuRF-UK bulletin of phase 3. London: CL: AIRE. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acesso em: 10 de set. 2017.

SUSTREM. 4TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE REMEDIATION. 2016. Disponível em: <http://neia.org/sustrem2016/>. Acesso em: 22 de mai. 2017.

THG. THE HORINKO GROUP. 2014. The Rise and Future of Green and Sustainable Remediation. Disponível em: <http://www.thehorinkogroup.org/wp-content/uploads/2014/03/The-Rise-and-Future-of-Green-and-Sustainable-Remediation.pdf>. acesso em: 01 de set. 2017.

THOMÉ, A.; REGINATTO, C.; CECCHIN, I.; COLLA, L. M. Bioventing in a Residual Clayey Soil Contaminated with a Blend of Biodiesel and Diesel Oil. **Journal of Environmental Engineering**, v. 140, n. 11, p. 06014005-1 - 06014005-6, 2014.

TORTORELLA, G. L.; FOGLIATTO, F. S. Planejamento Sistemático de Layout com Apoio de Análise de Decisão Multicritério. **Revista Produção**, v. 18, n. 3, p. 609-624. 2008.

US NAVY. **US Army Corps of Engineers, Battelle.** 2013. SiteWise TM Tool Version 3 User Guide. Disponível em: <http://www.sustainableremediation.org/library/guidance-tools-and-other-resources/sitewise-version-31/>. Acesso em: 25 set. 2017.

USEPA. **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 2003. Environmental Protection Agency. Using the Triad Approach to Streamline Brownfields Site Assessment and Cleanup - Brownfields Technology Primer Series. Disponível em: <http://www.brownfieldstsc.org>. Acesso em: 15 de ago. 2017.

_____. 2006. Life Cycle Assessment: Principles and Practice. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000L86.PDF?Dockey=P1000L86.PDF>. Acesso em: 10 jun. 2020.

_____. 2008. Green Remediation: Incorporating Sustainable Environmental Practices into Remediation of Contaminated Sites. Disponível em:

<https://www.epa.gov/remedytech/green-remediation-incorporating-sustainable-environmental-practices-remediation>. Acesso em: 23 set. 2018.

_____. 2012a. Methodology for understanding and reducing a project's environmental footprint. Washington, DC: US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response and Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. Disponível em: <https://www.epa.gov/remedytech/methodology-understanding-and-reducing-projects-environmental-footprint>. Acesso em: 16 ago. 2019.

_____. 2012b. Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis (SEFA). Disponível em: <https://clu-in.org/greenremediation/SEFA/>. Acesso em: 08 jun. 2020.

_____. 2016a. Superfund: National Priorities List (NPL). Disponível em: <https://www.epa.gov/superfund/superfundnational-priorities-list-npl>. Acesso em: 9 Feb. 2017.

_____. 2016b. Sustainable Remediation Tool (SRT). Contaminated Site Clean-Up Information. Disponível em <https://clu-in.org/products/tins/tinsone.cfm?num=66247610>. Acesso em: 28 ago. 2019.

_____. 2018. IRIS Assessment. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/AtoZ.cfm. Acesso em: 10 jul. 2018.

VAIDYA, O. S.; KUMAR, S. Analytic Hierarchy Process: An overview of applications. **European Journal of Operational Research**, v. 169, n. 1, p. 1-29, 2006.

VAN LIEDEKERKE, M., PROKOP, G., RABL-BERGER, S., KIBBLEWHITE, M., LOUWAGIE, G. **Progress in Management of Contaminated Sites in Europe**. European Union, Luxembourg, 2014.

VARGAS, L. G. An overview of the Analytic Hierarchy Process and its applications. **European Journal of Operational Research**, v. 48, n. 1, p. 2-8, 1990.

VEGTER, J.J., LOWE, J., KASAMAS, H. 2002. Sustainable Management of Contaminated Land: an Overview. Austrian Federal Environment Agency, 2002 on behalf of CLARINET, 113 pp.

VERSLUIJS, C. W.; MULDER, H. F. M. M.; VAN WIJSEN, H. J.; VAN DEN BROEK, H. H. **Soil remediation in areas with political priorities (Bodemsanering in beleidsaandachtsgebieden)**. RIVM Report, Dutch, 94 p., 2007.

VISENTIN, C.; TRENTIN, A. W. S.; BRAUN, A. B. THOMÉ, A. Lifecycle assessment of environmental and economic impacts of nano-iron synthesis process for application in contaminated site remediation. **Journal of Cleaner Production**, v. 23110, p. 307-319, 2019.

VIK, E. A.; BARDOS, P. **Remediation of Contaminated Land Technology Implementation in Europe. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET)**. [s.l.]: Umweltbundesamt/Federal Environment Agency - Austria, 2002, 188 p.

VILELA JR., A. DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações**. São Paulo, 2006.

VINCKE, P. **Multicriteria decision-aid**. Chichester: John Wiley & Sons, 1992.

VIRKUTYTE, J.; VARMA, R. S. Greener and Sustainable Remediation Using Iron Nanomaterials. **Acs Symposium Series**, [s.l.], p.1-21, 2014.

YASUTAKA, T.; ZHANG, H.; MURAYAMA, K.; HAMA, Y.; TSUKADA, Y.; FURUKAWA, Y. Development of a green remediation tool in Japan. **Science of The Total Environment**, v. 563–564, n. 1, p. 813-821, 2016.

WCED. **WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT**. 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford.

ZAMPIERI, S. L. **Método para seleção de indicadores de sustentabilidade e avaliação dos sistemas agrícolas do Estado de Santa Catarina**. 2003. 227 f. Tese (Doutorado: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção), Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

ZHENG, H., CAO, S. The challenge to Sustainable development in china revealed by “death villages”. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 9833–9834, 2011.

ZWSA. **ZERO WASTE SA**. Management of Contaminated Soils in South Australia. Disponível em <http://www.zerowaste.sa.gov.au/resource-centre/publications/management-of-contaminated-soils-in-south-australia>. Acesso em: 30 de mai. 2017.

Apêndice A

Questionário para aplicação do método AHP

Evaluation of indicators for their weighting and use in the sustainability assessment in remediation project for contaminated site

Country:

Occupation:

Scope: Rank each matrix in relation to the other matrix in the context of the remediation project as a whole to obtain suitable weightages for each indicator that are used in the value function analysis.

The results will be used in the PhD thesis titled " Tool for the assessment of sustainability in projects of contaminated sites remediation", of authorship by Adan William da Silva Trentin, currently under development in the Post Graduate Program in Civil and Environmental Engineering, to University of Passo Fundo.

Background: The site under study is an 87.52-acre (3,812,371 ft²) land, located approximately 35 miles west of the City of Chicago, Illinois, United States. A review of the historical information dating back to 1874 indicated that the site has been primarily used for agricultural purposes. This site was transformed from an agricultural land to an electrical power generation facility in 1969 through a property acquisition. A total of 16 peaker units were installed on the northeastern section of the property. The site discontinued electricity generation in 2004 and remains inactive till today. The site evaluation results indicated the site is contaminated with BTEX, PAHs, PCBs, and metals. Based on the baseline risk assessment, seven hot spots of approximately 100 ft x 100 ft were identified for remediation.

Three remediation technologies were found feasible and considered for assessment: electrokinetic remediation (EKR), excavation/disposal, and phytoremediation.

1. EKR: Soil trenches of 1 ft wide and 4 ft depth at a spacing of 20 ft were considered across each hotspot (100 ft x 100 ft). 2" diameter steel rods at a spacing of 10 ft were used as electrodes. Each trench was considered to be filled with sand. Hydrogen peroxide solution, which acts as an oxidant, with a concentration of 10% was introduced in each trench. Volume of hydrogen peroxide equivalent to 1 pore volume of the contaminated soil would need to be injected. An energy supply of 50 kWh per m³ of contaminated soil was considered for creating necessary potential difference between the anodes and the cathodes.

2. Excavation/disposal: Excavation of 100 ft x 100 ft x 4 ft. (40,000 ft³) of contaminated soil at each hotspot was considered. Landfilling of excavated soil in a disposal site situated at 120 miles.

3. Phytoremediation: In this study, as a part of design considerations, 4-inch mulch layer and fertilizer 3 lb/100 ft² were considered. Watering (47,000 L/day) of plants was considered once a week for initial two months of plantation.

Instructions for evaluation:

The weightings will be used as a multicriteria analysis, which is based on the comparison between pairs of indicators.

To judge each indicator as to their importance in relation to the other, nine categories of importances are used (Table 1). The number 1 indicates equal importance between both indicators, and the increase of the punctuation indicates an increase in importance of each indicator in relation to the other.

Table 1 – Scale of importance for comparison of criteria

Intensity of importance (numerical values)	Definition/condition
1	Equal importance
2	Equal to moderate (low or light)
3	Moderate importance
4	Moderate to Strong
5	Strong importance
6	Strong to very Strong
7	Very Strong importance
8	Very strong to extremely
9	Extreme importance

You should compare indicators with each other, considering which one, in your opinion, is more important with respect to the other indicator you are comparing with. Therefore, two key steps should be followed:

1) Always consider the values in the columns for the beginning of the analysis of the indicator pairs; i.e rating of options in first column in comparison to the options in the top rows. (See example)

2) Answer the question:

- Which indicator is most important in a project of contaminated site remediation? Use the values defined in Table 1 to express the importance of each indicator.

Environmental indicators

Air	Greenhouse gas emissions / Global warming	Ozone depletion	Smog Formation	Human health – Particulate	Human health – Cancer	Human health – Noncancer
Greenhouse gas emissions/Global warming	1					
Ozone depletion		1				
Smog Formation			1			
Human health – Particulate				1		
Human health – Cancer					1	
Human health – Noncancer						1

Water usage and impacts	Acidification potential	Eutrophication potential
Acidification potential	1	
Eutrophication potential		1

Energy	Non-renewable Energy use (manufacturing/construction, operation, etc.)	Non-renewable Energy used for transportation
Non-renewable Energy use (manufacturing/construction, operation, etc.)	1	
Non-renewable Energy used for transportation		1

Economic indicators

Direct costs	Materials	Labor	Transport	Equipment	Waste treatment and/or disposal
Materials	1				
Labor		1			
Transport			1		
Equipment				1	
Waste treatment and/or disposal					1

Social indicators

Socio Indicators (Socio-Individual)	Overall health and happiness	Income generating activities	Contaminant Exposure (Trespasser, worker)	Accident Risk-Injury	Recreational activity
Overall health and happiness	1				
Income generating activities		1			
Contaminant Exposure (Trespasser, worker)			1		
Accident Risk-Injury				1	
Recreational activity					1

Socio Indicators (Socio-Community)	Appropriateness of future land use with respect to the community environment	Enhancement of commercial / income-generating land uses	Enhancement of recreational facilities	Degree of “grass-roots” community outreach and involvement	Time for completion of remediation & opening of park to public	Degree of improvement in aesthetic value
Appropriateness of future land use with respect to the community environment	1					
Enhancement of commercial/income-generating land uses		1				
Enhancement of recreational facilities			1			
Degree of “grass-roots” community outreach and involvement				1		
Time for completion of remediation & opening of park to public					1	
Degree of improvement in aesthetic value						1

Socio Indicators (Socio-Economic)	Economic impacts of project on community	Truck Accidents (Damage to Property)	Effect on Tourism	Disruption of businesses and local economy during construction / remediation	Employment opportunities during construction / remediation
Economic impacts of project on community	1				
Truck Accidents (Damage to Property)		1			
Effect on Tourism			1		
Disruption of businesses and local economy during construction / remediation				1	
Employment opportunities during construction / remediation					1

Socio Indicators (Socio-Environmental)	Degree of protection granted to remediation workers through proposed remediation	Degree of consumption of natural resources	Degree to which proposed project will affect other media (i.e., emissions/air pollution resulting from soil or groundwater remediation)	Effects of anthropogenic contaminants at “chronic” concentrations	Effects of anthropogenic contaminants at “acute” concentrations
Degree of protection granted to remediation workers through proposed remediation	1				
Degree of consumption of natural resources		1			
Degree to which proposed project will affect other media (i.e., emissions/air pollution resulting from soil or groundwater remediation)			1		
Effects of anthropogenic contaminants at “chronic” concentrations				1	
Effects of anthropogenic contaminants at “acute” concentrations					1

Apêndice B

Pesquisa social realizada utilizando a plataforma Google Forms (Página 1 de 4) no estudo de caso 1

Social sustainability analysis of remediation alternatives for a contaminated site

SCOPE: Compare the social sustainability matrices for various alternatives for remediation of contaminated site. Please choose the option which is best according to you for each remediation alternative.

Background: The remediation site is a high school site with 87.52 acres of land located between the Naperville Township and the City of Aurora, in unincorporated DuPage County approximately 35 miles west of the City of Chicago, Illinois. The site was formally used for agricultural purpose followed by electrical power generation site. Multiple events of spills since 1993 to 2004 have rendered the site contaminated with BTEX, PAHs, PCBs and metals.

The remediation site is divided into seven hotspots each of 10,000 square feet

1. Electrokinetic remediation with insitu chemical oxidation (ISCO): It incorporates six rows of cathodes and five rows of anodes per hotspot area. A total of 462 cathodes and 385 anodes are installed to a depth of 4 ft. Graphite is selected for the anode and cathode. Fenton's reagent (hydrogen peroxide) is used for ISCO. The operation time of EK remediation is 3 months followed by 2 years of monitoring.
2. Excavation: It involves removal of 6 ft. of contaminated soil and disposal of soil to an authorized dumping site. It is estimated to be completed in two months' time. Excavation is associated with the risks of releasing contaminants to air during operation.
3. Phytoremediation: It involves growing of trees and shrubs on the contaminated site so that plant root system adsorbs contaminants with the water and traps the contaminants in the plant structure. 4 inch thick mulch layer is used along with the fertilizer for the plant growth. The operation is estimated to take between 6 to 10 years with unexpected results as it is totally dependent on the plant growth, clay soil and ground water movement which are unpredictable in themselves.

*Obrigatório

Part A-Socio-individual

How an individual in the society will be affected with the activity?
Rank each option from 1 to 3; 1 being the best with least negative impact and 3 being worst with highest negative impact

Overall health and happiness *

	1	2	3
EK with ISCO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excavation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Phytoremediation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

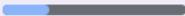
Income generating activities *

	1	2	3
EK with ISCO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excavation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Phytoremediation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Contaminant exposure (Trespassers, workers) *			
	1	2	3
EK with ISCO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excavation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Phytoremediation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Accidental risk and injury *			
	1	2	3
EK with ISCO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Phytoremediation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excavation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Effect on recreational activities *			
	1	2	3
EK with ISCO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Excavation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Phytoremediation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

[Próxima](#)  Página 1 de 4

Âpendice C

Layout geral da avaliação da sustentabilidade realizada no estudo de caso 1 (Ponderação: Ambiental = 33,33%; Social = 33,33%; Econômico 33,34%)

Informações do projeto	
Data:	07/06/2020
Localização:	Chicago, Illinois, Estados Unidos
Contaminante(s):	BTEX, PAHs, PCBs e metais
Alternativas de remediação:	Opção 1 Remediação eletrocinética (RE)
	Opção 2 Excavação
	Opção 3 Fitorremediação
	Opção 4

Pesos (%)	
Ambiental	33,33
Econômico	33,33
Social	33,34
Total	100,00

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE** ultrapassar **100%**

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador			Valor Final		
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3
Ambiental	Ar	25	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	13,9	0,01476	0,00526	0,004	0,10	0,17	0,26
			Aquecimento global (kg CO ₂ eq)	20,1	233395,37	305270,49	123150,948			
			Formação de Smog (kg O ₃ eq)	14,8	19609,08	46541,97	85382,358			
			Carcinogênicos (CTUh)	17,8	0,0764	0,03	0,023			
			Não carcinogênicos (CTUh)	17,1	0,09167	0,06	0,033			
			Efeitos respiratórios (PM _{2.5} eq)	16,3	242,01	100,28	143,136			
	Total				100					
	Uso da água e impactos	25	Acidificação (kg SO ₂ eq)	48,3	1307,72	1856,45	2887,074	0,10	0,17	0,26
			Eutrofização (kg N eq)	51,7	696,04	268,84	338,348			
	Total				100					
Energia	25	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)	100	284787,20	485967,31	178632,458				
Terra e ecossistemas	25	Ecotoxicidade (CTUe)	100	3126436,87	1287773,96	808181,033				
Total		100								

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos **NÃO**
DEVE ultrapassar **100%**

Valores oriundos do
software **SIMAPRO®**

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador			Valor Final			
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3	
Econômico	Custos diretos	50	Materiais	56,2	1136480,74	31241,32	37966,25	0,12	0,09	0,29	
			Operação	43,8	156269,73	969090,04	392478,23				
	Total				100						
	Custos indiretos	50	Custo social do CO ₂	100	8402,23	10989,74	4433,43				
	Total				100						

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

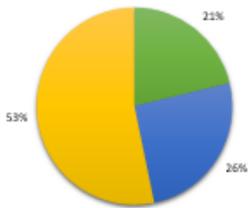
Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador baseado na escala selecionada (1 = melhor, 3 = pior)			Valor Final			
					Opção 1	Opção 2	Opção 3	Opção 1	Opção 2	Opção 3	
Social	Socio-Individual	25	Saúde geral e felicidade	20,9	1	3	2	0,26	0,07	0,13	
			Atividades geradoras de renda	11,8	1	2	3				
			Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)	25,6	1	3	2				
			Risco de lesão por acidente	30,3	2	1	3				
			Efeito em atividades recreativas	11,4	1	3	2				
				Total	100						
	Sócio-comunitário	25	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário	23,9	1	3	2				
			Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda	14,3	1	2	3				
			Aprimoramento de instalações recreativas	17,1	1	2	3				
			Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"	14,8	2	3	1				
			Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público	14,4	1	2	3				
			Grau de melhoria no valor estético	15,5	2	3	1				
				Total	100						
	Sócio-econômico	25	Impactos econômicos do projeto na comunidade	24,4	1	3	2				
			Risco acidental e danos à propriedade	17,2	2	3	1				
			Efeito no turismo	23,2	1	3	2				
			Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação	16,2	2	3	1				
			Oportunidades de emprego durante a construção / remediação	19	1	2	3				
				Total	100						
	Sócio-ambiental	25	Grau de consumo de recursos naturais	17,7	3	2	1				
Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)			25,5	1	3	2					
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"			21,5	1	2	3					
Grau de proteção concedido aos trabalhadores de remediação por meio de remediação proposta			16,5	3	2	1					
Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"			18,8	1	2	3					
			Total	100							
Total					30	52	44				

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

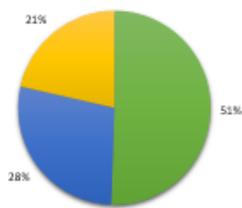
O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

Requisito	Ponderação	Remediação eletrocinética	Excavação	Fitorremediação
Ambiental	33,33	0,10	0,17	0,26
Econômico	33,33	0,12	0,09	0,29
Social	33,34	0,26	0,07	0,13
Valor Final		0,48	0,33	0,69

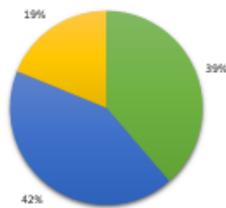
Remediação eletrocinética (RE)



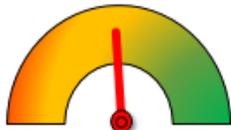
Excavação



Fitorremediação



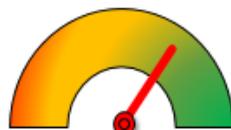
Ambiental Econômico Social



Min Máx



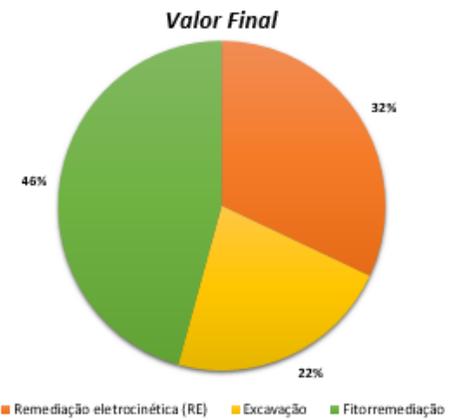
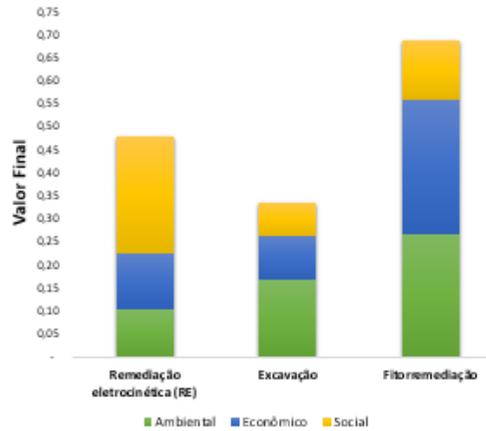
Min Máx



Min Máx

Índice de Sustentabilidade

←
→
Apresentação
Ambiental
Econômico
Social
Final
+
⋮
◀



Apêndice D

Pesquisa social realizada utilizando a plataforma Google Forms (Página 1 de 4) no estudo de caso 2

Social sustainability analysis of remediation alternatives for a contaminated site

SCOPE: Compare the social sustainability matrices for two alternatives for remediation of contaminated site. Please choose the option which is best according to you for each remediation alternative.

Background: Cedar Lake is an approximately 150-acre lake located north of downtown Cedar Rapids in Iowa. Cedar Lake was used as a source and discharge point of cooling water for a power plant and other nearby industries. The lake has three portions: North Lake, South Lake and West Lake. The lake sediment was historically been contaminated with PCBs and pesticides. The recent site investigations have shown that the concentrations of contaminants have dropped in an order of magnitude in the past 20 years. The contamination in North Lake and West Lake are found to be below regulatory levels. About 90,000 square feet of sediment in South Lake is reported to have exceeded PECs (Probable effects concentration) for PCBs and pesticides.

In this study, two options (Conventional capping and Modified capping) were considered for the remediation of the contaminated sediment.

1. Conventional Capping: A conventional capping generally consists of 12 inches of sand over the contaminated sediment to create a new benthic zone for aquatic organisms and to limit potential human exposure to contaminants. An additional 3 inches of sand is placed a top that for overplacement and as a factory of safety for the exposure potential. On top of the sand, four inches of angular gravel ranging in size from one-inch to one and a quarter inches to would be placed to keep the sand in place and limit any potential bioturbation and mixing of the cap due to ebullition. Similar to the sand, an additional 3 inches of gravel would be placed as an over allowance. Due to the location of the target area on a delta that experiences periodic high flows, an armored cap will need to be installed at this location, especially in the area directly adjacent to the Kenwood Ditch Outfall. This armoring consists of a 4-inch layer of angular stones ranging in size from 3 to 4 inches (riprap). The target area is located near shore and has shallow water depths, so sediments can placed with the use of a backhoe from shore and a barge is not required. All cap materials can be sourced from a quarry located approximately 12 miles from Cedar Lake.

2. Modified capping employing a Reactive Core Mat: The modified capping is similar in design to the conventional cap; however a reactive core mat consisting of granular activated carbon in between two pieces of geotextile fabric would be placed directly overlying the contaminated sediment. The reactive core mat contains 0.4 pounds per square foot of granular activated carbon that acts to adsorb any potential contamination, thereby limiting the exposure risk due to ebullition and bioturbation. Directly overlying the half-inch thick reactive core mat would be 12 inches of sand to act as the benthic zone for aquatic organisms. Since the granular activated carbon limits potential contamination from going through the sand, the overlying gravel is not needed and only the rip rap for high flow armor will be placed.

*Obrigatório

Part A- Socio-individual: How an individual in the society will be affected with the activity? Rank each option from 1 to 2: 1 being the best with least negative impact and 2 being worst with highest negative impact

Overall health and happiness: *

	1	2
Conventional Capping	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Modified Capping	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Income generating activities: *		
	1	2
Conventional Capping	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Modified Capping	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Contaminant exposure (Trespassers, workers): *		
	1	2
Conventional Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Modified Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Accidental risk and injury: *		
	1	2
Conventional Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Modified Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Effect on recreational activities: *		
	1	2
Conventional Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Modified Capping	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

[Próxima](#)

Âpendice E
Layout geral da avaliação da sustentabilidade realizada no estudo de caso 2

Informações do projeto	
Data:	07/06/2020
Localização:	Cedar Rapids, Iowa, Estados Unidos
Contaminante(s):	PCBs
Alternativas de remediação:	Opção 1 Encapamento convencional
	Opção 2 Encapamento modificado com núcleo reativo e carvão
	Opção 3
	Opção 4

Pesos (%)	
Ambiental	33,33
Econômico	33,33
Social	33,34
Total	100,00

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE** ultrapassar **100%**

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador		Valor Final			
					Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2		
Ambiental	Ar	25	Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)	17	0,25274	0,16668	0,08	0,25		
			Aquecimento global (kg CO ₂ eq)	17	313195,88	238008,05				
			Formação de Smog (kg O ₃ eq)	16,5	57259,81	37700,01				
			Carcinogênicos (CTUh)	16,5	0,0124	0,01				
			Não carcinogênicos (CTUh)	16,5	0,08491	0,05				
			Efeitos respiratórios (PM _{2.5} eq)	16,5	167,50	106,70				
	Total			100						
	Uso da água e impactos	25	Acidificação (kg SO ₂ eq)	50	2467,43	1682,71				
			Eutrofização (kg N eq)	50	427,12	395,39				
	Total			100						
Energia	25	Esgotamento de combustíveis fósseis (Excedente de MJ)	100	501955,87	545778,42					
Terra e ecossistemas	25	Ecotoxicidade (CTUe)	100	1210528,47	688054,73					
Total		100								

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE**
DEVE ultrapassar **100%**

Valores oriundos do

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador		Valor Final		
					Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2	
Econômico	Custos diretos	50	Materialis	50	580610,88	511177,00	0,25	0,08	
			Operação	50	225793,12	240554,00			
	<i>Total</i>				100				
	Custos indiretos	50	Custo social do CO ₂	100	6779,00	11156,00			
		<i>Total</i>	100						

O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

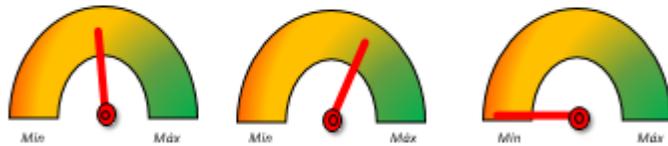
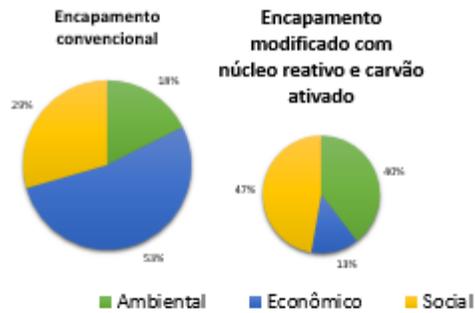
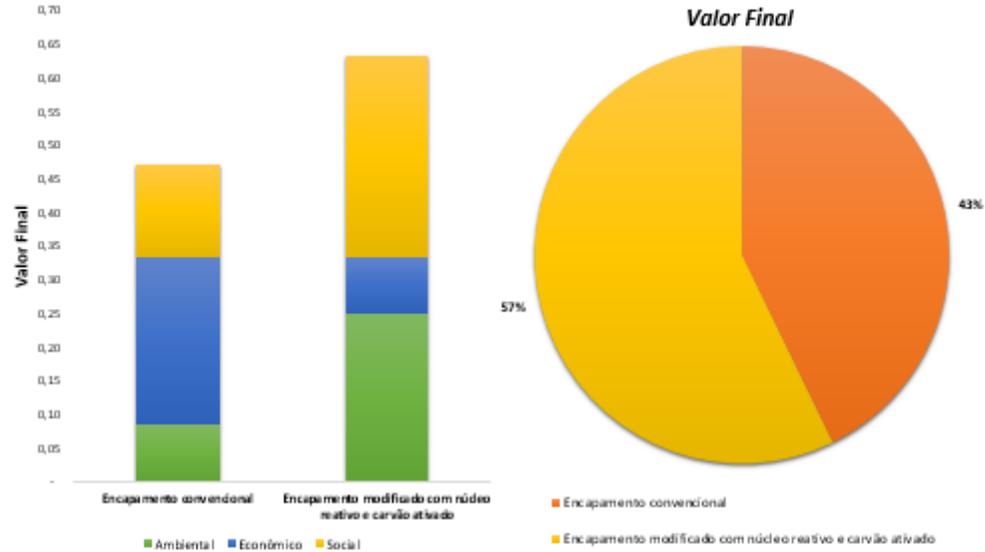
O Somatório dos pesos
NÃO DEVE ultrapassar
100%

Requisito	Critérios	Peso do critério (%)	Indicadores	Peso do indicador (%)	Valor do indicador baseado na escala selecionada (1 = melhor, 2 = pior)		Valor Final				
					Opção 1	Opção 2	Opção 1	Opção 2			
Social	Socio-Individual	25	Saúde geral e felicidade	20	1	2	0,14	0,30			
			Atividades geradoras de renda	20	2	1					
			Exposição a contaminantes (invasores, trabalhadores)	20	2	1					
			Risco de lesão por acidente	20	2	1					
			Efeito em atividades recreativas	20	2	1					
				Total	100						
	Sócio-comunitário	25	Adequação do uso futuro da terra em relação ao ambiente comunitário	17	2	1					
			Aprimoramento dos usos da terra comerciais / geradores de renda	16,5	2	1					
			Aprimoramento de instalações recreativas	16,5	2	1					
			Grau de alcance e envolvimento da comunidade "de base"	17	2	1					
			Tempo para conclusão do projeto e acesso ao público	16,5	2	1					
			Grau de melhoria no valor estético	16,5	2	1					
				Total	100						
	Sócio-econômico	25	Impactos econômicos do projeto na comunidade	17	2	1					
			Risco acidental e danos à propriedade	16,5	2	1					
			Efeito no turismo	16,5	2	1					
			Interrupção de negócios e economia local durante a construção / remediação	16,5	2	1					
			Impactos na atividade pesqueira	17	2	1					
	Oportunidades de emprego durante a construção / remediação	16,5	2	1							
				Total	100						
Sócio-ambiental	25	Grau de consumo de recursos naturais	20	2	1						
		Grau em que o projeto proposto afetará outros meios de comunicação (por exemplo, emissões / poluição do ar resultantes da remediação do solo ou das águas subterrâneas)	20	2	1						
		Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "crônicas"	20	2	1						
		Impactos no ambiente aquático	20	2	1						
		Efeitos de contaminantes antropogênicos em concentrações "agudas"	20	1	2						
			Total	100							
Total					42	24					

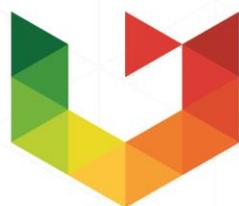
O Somatório dos pesos **NÃO DEVE** ultrapassar **100%**

O Somatório dos pesos **NÃO DEVE** ultrapassar **100%**

Requisito	Ponderação	Encapamento convencional	Encapamento modificado com núcleo reativo e carvão ativado
Ambiental	33,33	0,08	0,25
Econômico	33,33	0,25	0,08
Social	33,34	0,14	0,30
Valor Final		0,47	0,63



Índice de Sustentabilidade



UPF
UNIVERSIDADE
DE PASSO FUNDO

UPF Campus I - BR 285, São José
Passo Fundo - RS - CEP: 99052-900
(54) 3316 7000 - www.upf.br